

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA

MASTER EN INGENIERÍA HIDRÁULICA Y MEDIO AMBIENTE



**ESTUDIO Y ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA
DEL EMBALSE DE BELLÚS
MEDIANTE EL DESARROLLO DE UN MODELO
DE EUTROFIZACIÓN**

TESINA DE MASTER ELABORADA POR:
ALEXANDRA MARTÍNEZ MENDOZA

TUTOR:
JAVIER PAREDES ARQUIOLA

VALENCIA, 2009

AGRADECIMIENTOS

A Dios,

a mi padre por todo lo que me ha brindado con tanto amor,

a mi hermana, Stephanie por su apoyo y su cariño,

a mis amigas por su compañía y comprensión,

a José Luis, Sebastián y Carlos Andrés,

a toda mi familia por su apoyo,

Especialmente a mi tutor Javier Paredes

por todo lo que me ha enseñado.

Quisiera expresar mi reconocimiento a mi madre

por estar presente en cada paso de mi vida.

RESUMEN

El deterioro del agua del embalse de Bellús, ha ocasionado procesos de eutrofización, dando como resultado que la calidad de sus aguas sea pésima para su uso.

La modelación matemática constituye una herramienta para mejorar el conocimiento de la dinámica de los contaminantes en el embalse y su relación con la eutrofización.

En este estudio se ha desarrollado la modelación matemática de la calidad del agua del Embalse de Bellús, utilizando la herramienta GESCAL del Sistema Soporte de Decisión AQUATOOL. El modelo es mecanicista de dos capas y considera los procesos principales de la eutrofización de embalses.

Tras calibrar el modelo se realizaron análisis de sensibilidad de las principales constantes y balances de masas para determinar los procesos principales de afección a las diferentes variables simuladas.

Las simulaciones propuestas y análisis de resultados han permitido establecer cuáles son las principales actuaciones de mejora de la calidad del agua del embalse.

RESUM

El deteriorament de l'aigua de l'embassament de Bellús, ha ocasionat processos d'eutrofització, donant com a resultat que la qualitat de les seues aigües siga pèssima per al seu ús.

La modelització matemàtica constitueix una ferramenta per a millorar el coneixement de la dinàmica dels contaminants a l'embassament i la seua relació amb l'eutrofització.

En aquest estudi s'ha desenvolupat la modelació matemàtica de la qualitat de l'aigua de l'Embassament de Bellús, utilitzant la ferramenta GESCAL del Sistema de Suport de Decisió AQUATOOL. El model es mecanicista de dues capes i considera els processos principals de l'eutrofització d'embassaments.

Després de calibrar el model es van realitzar anàlisis de sensibilitat de les principals constants i balanços de masses per determinar els processos principals d'afecció a les diferents variables simulades.

Les simulacions proposades i l'anàlisi de resultats han permès establir quines són les principals actuacions de millora de la qualitat de l'aigua de l'embassament.

ABSTRACT

Water deterioration in the Bellus reservoir has caused eutrophication processes, resulting in an unsuitable drinking water quality.

Mathematical modeling is a tool for better understanding the dynamics of pollutants in reservoirs and its relation with eutrophication.

In this study, it has been developed a mathematical model of water quality in the Bellus reservoir, using the GESCAL tool of the Decision Support System AQUATOOL. The mechanistic model is two layers and considers the main processes of eutrophication of reservoirs.

After calibrating the model, sensibility analysis of the main constants and the mass balances were done to determine the principal processes of affection for the different variables simulated.

The proposed simulations and analysis of results, have allowed to establish which are the main actions to improve water quality in the reservoir.

Contenido

1. INTRODUCCIÓN	1
El problema del Agua y la Eutrofización	1
2. OBJETIVOS DEL ESTUDIO	2
3. CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DEL EMBALSE DE BELLÚS.....	3
3.1. Zona de estudio	3
3.2. Características Generales de la Cuenca y el Embalse.....	4
3.3. Precipitación.....	6
3.4. Problemática Actual	7
4. INFORMACIÓN DISPONIBLE.....	8
4.1. Información Meteorológica.....	8
4.2. Información Hidrológica	8
4.3. Información de la calidad de aguas.....	9
4.4. Información de seguimiento del embalse.....	10
4.5. Información Limnológica del embalse.....	11
5. ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL EMBALSE BELLÚS	12
5.1. Evolución de los volúmenes, caudales de entrada y salidas de agua del embalse	12
5.2. Análisis de los datos del Embalse de Bellús	16
5.3. Vertidos.....	24
5.4. Análisis de la calidad del agua de entrada al embalse	28
6. HERRAMIENTA PARA EL DARROLLO DEL MODELO	38
6.1. Modelación en embalses.	38
6.2. Constituyentes y procesos modelados.....	43
7. DESARROLLO DEL MODELO	51
7.1. Calculo de los datos	51
8. CALIBRACIÓN Y ANALISIS DE SENSIBILIDAD.....	55
8.1. Calibración.....	55
8.2. Análisis de sensibilidad.....	62
8.3. Balance de Masas	67
9. APLICACIONES DEL MODELO DESARROLLADO	80
9.1. Eliminación del Sedimento.....	80

9.2. Desestratificación.....	83
9.3. Aireación del Hipolimnion.....	86
9.4. Reducción de Fósforo Inorgánico	88
9.5. Simulación para Período Seco	90
10. CONCLUSIONES	93
BIBLIOGRAFÍA.....	96
ANEXOS. ANALISIS DE SENSIBILIDAD.....	98

Lista de Gráficos

Gráfico 1. Precipitación media mensual presentada en el embalse Bellús	6
Gráfico 2. Evolución de la precipitación diaria de octubre de 2000 a septiembre de 2008	7
Gráfico 3. Evolución del Caudal de entrada al embalse Bellús desde el año 2000 al 2009	12
Gráfico 4. Caudal de entrada a escala menor	13
Gráfico 5. Caudales Instantáneos medidos en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena	13
Gráfico 6. Evolución del Caudal de salida del embalse Bellús desde el año 2000.....	14
Gráfico 7. Caudal de salida a escala menor	15
Gráfico 8. Evolución del volumen embalsado	15
Gráfico 9. Curva del embalse Cota en relación al Volumen embalsado.....	16
Gráfico 10. Perfil de Oxígeno Disuelto, enero 2005.....	17
Gráfico 11. Perfil de Oxígeno Disuelto, mayo 2005	17
Gráfico 12. Perfil de Oxígeno Disuelto, mayo 2005	18
Gráfico 13. Perfil de Oxígeno Disuelto, octubre 2005.....	18
Gráfico 14. Perfil de temperatura, enero 2005	18
Gráfico 15. Perfil de temperatura, mayo 2005	18
Gráfico 16. Perfil de temperatura, agosto 2005.....	19
Gráfico 17. Perfil de temperatura, octubre 2005.	19
Gráfico 18. Distribución temporal de la Clorofila en el embalse Bellús.....	19
Gráfico 19. Distribución temporal de la turbidez medida a través del Disco Secchi en el embalse Bellús	20
Gráfico 20. Análisis de la clorofila en el embalse Bellús	21
Gráfico 21. Análisis de la clorofila y el volumen embalsado en Bellús.	21
Gráfico 22. Aplicación del Índice de Carlson	23
Gráfico 23. Datos de Funcionamiento relación Habitantes Caudal medio diario	25
Gráfico 24. Análisis de DBO ₅ en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús.....	26
Gráfico 25. Análisis de Nitrógeno total en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús	27

Gráfico 26. Análisis de Fósforo total en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús	27
Gráfico 27. Oxígeno Disuelto medidas en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA de Montaberner	28
Gráfico 28. Saturación de Oxígeno calculados en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA Montaberner	29
Gráfico 29. Concentraciones de DBO5 medidas en las Estaciones de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena.....	30
Gráfico 30. Concentraciones de Conductividad medidas en las Estaciones de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena.....	31
Gráfico 31. Concentraciones de Amonio medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro Río Micena y SAICA Montaberner	32
Gráfico 32. Concentraciones de Nitratos medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA Montaberner	33
Gráfico 33. Concentraciones de Sólidos Suspendidos medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro y Río Micena.....	34
Gráfico 34. Concentraciones de Fósforo Total medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro y Río Micena.....	35
Gráfico 35. Concentraciones de Fosfatos medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro Río Micena y SAICA Montaberner.....	36
Gráfico 36. Concentraciones de Fosfatos en miligramo fósforo litro medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro y Río Micena.....	37
Gráfico 37. Media del Caudal de Entrada (m ³ /día)	53
Gráfico 38. Volúmenes del embalse de Bellús.....	53
Gráfico 39. Calibración de la Conductividad en el epilimnion del embalse.....	56
Gráfico 40. Calibración de la Conductividad en el hipolimnion del embalse. ...	57
Gráfico 41. Calibración de los sólidos suspendidos en el hipolimnion del embalse.....	57
Gráfico 42. Calibración del oxígeno disuelto en el epilimnion del embalse.....	58
Gráfico 43. Calibración del oxígeno disuelto en el hipolimnion del embalse.....	59
Gráfico 44. Calibración del amonio en el epilimnion del embalse.....	60
Gráfico 45. Calibración del amonio en el hipolimnion del embalse.....	60
Gráfico 46. Calibración de la Clorofila-a en el epilimnion del embalse.....	62
Gráfico 47. Análisis de Sensibilidad para la modelación del oxígeno disuelto y el ciclo del nitrógeno.	64
Gráfico 48. Análisis de Sensibilidad para la modelación del fitoplancton.....	66
Gráfico 49. Análisis de Sensibilidad para la modelación del el ciclo del fósforo	66
Gráfico 50. Análisis de Sensibilidad para la modelación del parámetro físico de atenuación lumínica.	67
Gráfico 51. Procesos que aportan oxígeno disuelto al embalse de Bellús.....	68
Gráfico 52. Procesos que consumen oxígeno disuelto al embalse de Bellús. ...	69
Gráfico 53. Comportamiento del Oxígeno disuelto en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.....	70
Gráfico 54. Procesos que aportan amonio al embalse de Bellús.	70
Gráfico 55. Procesos que consumen amonio en el embalse de Bellús.	71

Gráfico 56. Comportamiento del Amonio en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.	72
Gráfico 57. Procesos que aportan nitrato al embalse de Bellús.	73
Gráfico 58. Procesos que consumen nitrato en el embalse de Bellús.	74
Gráfico 59. Comportamiento del nitrato en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.	74
Gráfico 60. Comportamiento del fósforo inorgánico en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.	75
Gráfico 61. Procesos que aportan fosfatos al embalse de Bellús.	76
Gráfico 62. Crecimiento del fitoplancton.	76
Gráfico 63. Procesos que consumen fosfatos en el embalse de Bellús.	77
Gráfico 64. Comportamiento de la Clorofila en el embalse de Bellús.	78
Gráfico 65. Procesos que aumentan la clorofila en el embalse de Bellús.	78
Gráfico 66. Procesos que aumentan y disminuyen la clorofila en el embalse de Bellús.	79
Gráfico 67. Comparación del Oxígeno disuelto, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.	80
Gráfico 68. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.	81
Gráfico 69. Comparación del Amonio, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.	82
Gráfico 70. Comparación del Fósforo Inorgánico, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.	82
Gráfico 71. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.	83
Gráfico 72. Comparación del oxígeno disuelto en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.	84
Gráfico 73. Comparación del oxígeno disuelto en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.	85
Gráfico 74. Comparación de los sólidos en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.	85
Gráfico 75. Comparación de los sólidos en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.	86
Gráfico 76. Comparación del Oxígeno disuelto en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.	87
Gráfico 77. Comparación del Amonio en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.	87
Gráfico 78. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.	88
Gráfico 79. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico a la entrada.	89
Gráfico 80. Comparación del Fitoplancton en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico a la entrada.	89

Gráfico 81. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico y amonio a la entrada.	90
Gráfico 82. Comparación de caudales de entrada al embalse. Entrada actual al embalse y período seco.	91
Gráfico 83. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación en período seco.	91
Gráfico 84. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para DBO5.....	99
Gráfico 85. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Oxígeno disuelto.....	99
Gráfico 86. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitrógeno orgánico.....	99
Gráfico 87. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Amonio.....	99
Gráfico 88. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para DBO5.....	99
Gráfico 89. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Oxígeno disuelto.....	99
Gráfico 90. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitrógeno orgánico.....	99
Gráfico 91. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Amonio.....	99
Gráfico 92. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitratos.....	100
Gráfico 93. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo orgánico.....	100
Gráfico 94. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo inorgánico.....	100
Gráfico 95. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Clorofila.....	100
Gráfico 96. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitratos.....	100
Gráfico 97. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo orgánico.....	100
Gráfico 98. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo inorgánico.....	100
Gráfico 99. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Clorofila.....	100

Lista de Ilustraciones

Ilustración 1. Ubicación Geográfica del Embalse de Bellús	3
Ilustración 2. Esquema de la modelación de la calidad en embalses.....	39
Ilustración 3. Estructura del cálculo hidráulico en los embalses considerada en GESCAL.....	41
Ilustración 4. Procesos considerados en la modelación de un problema de eutrofización.....	44

Lista de Tablas

Tabla 1. RIOS AFLUENTES AL EMBALSE BELLUS.....	4
Tabla 2. DATOS DEL EMBALSE Y SU CUENCA.....	5
Tabla 3. AVENIDAS	5
Tabla 4. CAUDALES DE SERVICIO.....	5
Tabla 5. VOLUMENES MÁXIMOS ESTACIONALES	5
Tabla 6. ICA UTILIZADAS PARA LOS PARAMETROS DE CALIDAD	9
Tabla 7. PAERAMETROS UTILIZADOS EN LAS ICAS.....	10
Tabla 8. SAICA UTILIZADA.....	10
Tabla 9. PAERAMETROS UTILIZADOS EN LA SAICA Montaberner EAA803 ...	10
Tabla 10. CLASIFICACIÓN CERRADA PARA DETERMINAR EL GRADO DE EUTROFIA SEGÚN OCDE.....	22
Tabla 11. ÍNDICE DE CARLSON	23
Tabla 12. EDARS QUE VIERTEN SUS AGUAS A LOS RÍOS QUE CONLLEVAN AL EMBALSE DE BELLÚS.....	24
Tabla 13. PARÁMETROS OBTENIDOS EN LA CALIBRACIÓN DEL MODELO. .	55

1. INTRODUCCIÓN

El problema del Agua y la Eutrofización

La gestión de los recursos hídricos constituye un tema de especial trascendencia para el desarrollo social económico y medioambiental del mundo, puesto que se trata del líquido vital de la humanidad. La gestión del agua día a día se convierte en una herramienta esencial para el beneficio de todos. Cada país se ha visto involucrado en la necesidad de idear alternativas que mitiguen el impacto de la contaminación y la escasez de agua por una inadecuada distribución temporal e irregular.

En climas mediterráneos y de suelos semiáridos, la administración del agua se convierte en un instrumento fundamental y la construcción de embalses es un frecuente elemento de manejo. Pero esto solo ha sido la solución a la satisfacción de la demanda en regiones donde no hay la suficiente cantidad de agua para la población existente. Y el problema de la contaminación de las masas de aguas por las elevadas descargas de aguas residuales e industriales sigue en vigor; provocando sucesos como la eutrofización.

La eutrofización se caracteriza por la presencia de una elevada concentración de nutrientes –nitrógeno y fósforo- que originan una excesiva proliferación de algas. Cuando esta masa muere después de su corto ciclo de vida, el oxígeno de las aguas es insuficiente para atender los requerimientos de la descomposición de la mucha materia orgánica producida y la demanda de la materia viva. Se llega así a un estado de anoxia, mucho más intensa en los fondos, en donde se va acumulando la masa de algas que no ha podido ser descompuesta en las capas superficiales.

La causa de la eutrofización son las aportaciones de elementos nutritivos procedentes de residuos urbanos, industriales y agrícolas. Los nutrientes más necesarios son aquellos para los que existe una limitación natural, principalmente nitrógeno, el cual puede ser extraído de la atmosfera por cianobacterias, y fósforo que suele ser el elemento limitante en la producción primaria de aguas continentales. Aunque el silicio, azufre y carbono también pueden ser considerados que puedan limitar el crecimiento de la biomasa, generalmente las suficientes cantidades de estos elementos evitan la posibilidad de su limitación.

El presente trabajo consiste en un estudio sobre la calidad del agua del embalse Bellús, situado en la Comunidad de Valencia, bajo la administración de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Para análisis de la calidad del agua se realiza un estudio previo de los datos de entrada al embalse. Luego se desarrolla un modelo matemático de la calidad del agua en el que se representan los procesos de eutrofización de aguas y la dinámica de los contaminantes a través de la columna de agua.

Una vez desarrollado el modelo, se calibra y se construye una nueva herramienta para la simulación del comportamiento de los contaminantes en el embalse, cuya respuesta servirá para la toma de decisiones de los procesos que se presenta en el embalse de Bellús.

2. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

El objetivo general del presente trabajo es estudiar la calidad del agua en el embalse de Bellús, mediante el desarrollo de un modelo matemático de calidad de aguas superficiales, además se pretende alcanzar unos objetivos específicos a lo largo del trabajo que son:

- Recopilación y análisis de la información que se tiene.
- Definir las concentraciones y caudales de entrada según la información disponible.
- Elaboración del modelo matemático con la herramienta Aquatool.
- Calibración del modelo
- Análisis de sensibilidad de los resultados obtenidos.
- Propuesta de alternativas, simulación y análisis.

3. CARACTERÍSTICAS PRINCIPALES DEL EMBALSE DE BELLÚS

3.1. Zona de estudio

El embalse de Bellús se encuentra ubicado en el municipio de Bellús, de la comunidad Valenciana y está dentro del dominio de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ).

El municipio de Bellús está situado al norte del Valle de Albaida. La superficie del terreno es ligeramente ondulada, a excepción de su parte norte, donde llega cerca de los 400 m. de altitud. El pueblo está edificado en terreno llano entre la carretera de Xàtiva-Alcoy y el río Albaida.

El clima es templado, con inviernos fríos; predomina el viento del norte que provoca las lluvias de la primavera y otoño. El término municipal de Bellús limita con las siguientes localidades: Bellús, Benigánim, Alfarrasí, Benisuera, Guadasequies, Montaberner, Poblac del Duc, Otos, Quatretonda y Sempere.

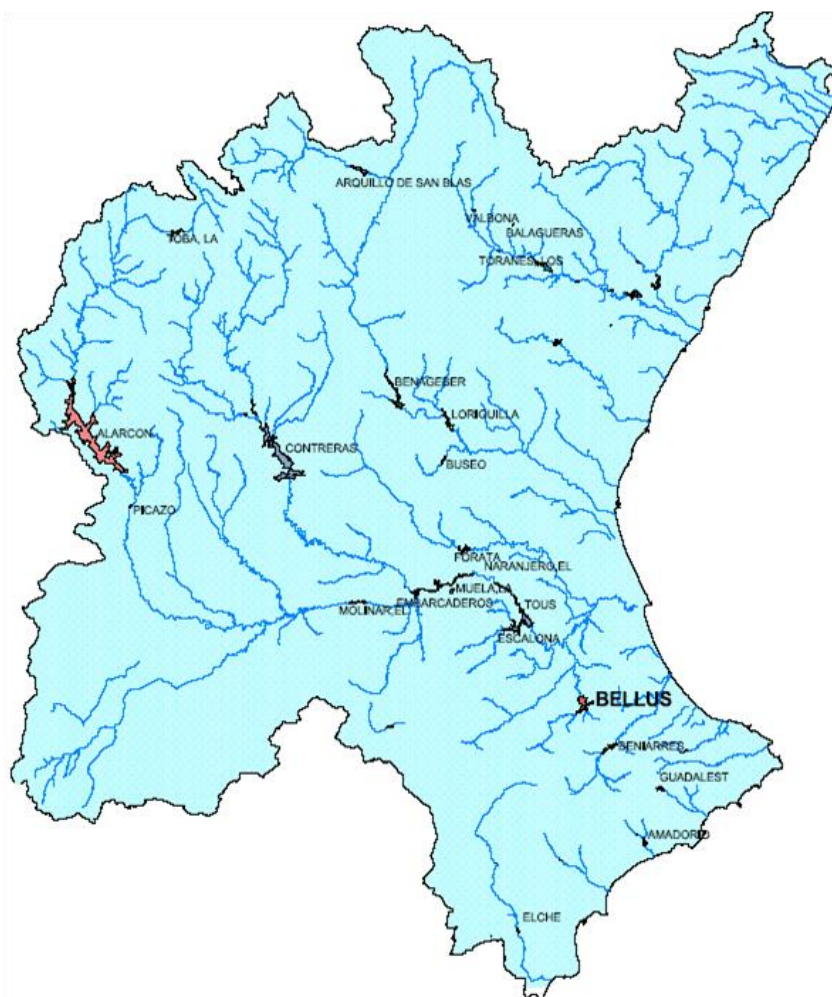


Ilustración 1. Ubicación Geográfica del Embalse de Bellús

3.2. Características Generales de la Cuenca y el Embalse

La construcción del Embalse de Bellús, se inicia en el año 1994 sobre el cauce del río Albaida en una superficie de 703 ha, con una capacidad máxima de 69 hm³, y profundidad media de 9.8 m. (cota MEN de 160 m.s.n.m.).

El objetivo principal de la construcción del embalse es la retención de avenidas y además se utiliza parte del agua almacenada para el riego de los sectores aledaños. La presa es de tipo gravedad; dispone de desagüe de fondo (en la cota 130) y de toma inferior (cota 130) y superior (cota 140). En este embalse confluyen las aguas de los ríos Albaida, Clariano y Micena. De los tres ríos presentes, el Albaida es el más importante en cuanto a caudal y continuidad de régimen, es el río que regula el embalse. El Clariano no es un río muy caudaloso aunque ha presentado desbordamientos y es afluente del Albaida. El río receptor del curso del embalse es el río Júcar, por la margen derecha.

En las aguas del embalse solo se pueden encontrar una pobre población de *carpa común* de pequeño tamaño (200 grs.) y *perca sol*. En años anteriores también había *blac bass* y *barbo*, pero por problemas de contaminación ha desaparecido.

Tabla 1. RIOS AFLUENTES AL EMBALSE BELLUS

RÍO	LONGITUD	SUPERFICIE	CAUDAL MEDIO	MUNICIPIOS QUE ATRAVIESA	RÍOS AFLUENTES	DESBOCA DURA
Albaida	52,3 Km	1300, 5 Km ²	4,78 m ³ /s	Albaida, Bufali, Montaverner, Bellús, Genovés, Játiva, Señera, y Villanueva de Castellón	Río Clariano y Río Cañoles	Río Júcar
Clariano	40 Km			Onteniente, Ayelo de Malferit, Montaverner		Río Albaida
Micena				Sempere		

De los datos de explotación se tienen las características principales de la presa como son los volúmenes embalsados y su correspondiente área de ocupación. Los caudales que pertenecientes a las avenidas y caudales de servicio, como son los de riego y caudales ecológicos.

Tabla 2. DATOS DEL EMBALSE Y SU CUENCA

Datos	Valor	Unidad de medida
Superficie de la cuenca	494	Km ²
Aportación media anual del embalse (1997-2008)	22.985	Hm ³
Volumen del embalse, a cota de:		
• Coronación (159)	101.52	Hm ³
• Aliviadero central (155)	69.16	Hm ³
• Aliviadero lateral (150)	42.11	Hm ³
• Explotación ordinaria en riesgo de avenida (144.50)	18.32	Hm ³
• Explotación restringida por la calidad del agua (130)	1.07	Hm ³
Superficie anegada, a cota de:		
• Coronación (159)	918	Ha
• Aliviadero central (155)	702	Ha
• Aliviadero lateral (150)	506	Ha
• Explotación ordinaria en riesgo de avenida (144.50)	281.13	Ha
• Explotación restringida por la calidad del agua (130)	30.31	Ha

Tabla 3. AVENIDAS

Período de retorno (años)	Caudal Max (m³/seg)	Volumen (Hm³)
5	306.80	9.52
10	522.00	16.10
25	871.50	26.28
50	1195.40	36.84
100	1557.10	48.00
500	2555.90	79.23
1000	3064.50	95.11

Tabla 4. CAUDALES DE SERVICIO

Tipo de Caudal	Período	Caudal	Unidades
Caudal Ecológico	Septiembre – Diciembre	0.32	m ³ /seg
	Enero – Mayo	0.22	m ³ /seg
	Junio – Agosto	0.15	m ³ /seg
Caudal para riegos	Concesión	55	L/seg

Tabla 5. VOLUMENES MÁXIMOS ESTACIONALES

Período	Volumen Hm³
Septiembre Octubre Noviembre	18.32
Diciembre	18.37
Enero Febrero Marzo Abril Mayo Junio Julio Agosto	28.56

3.3. Precipitación

El ciclo hidrológico para los años de estudio en el embalse Bellús que corresponde a octubre del 2000 a septiembre de 2008; presenta mayores aportaciones en los meses de octubre, diciembre, abril, mayo y septiembre. Y un período de menor aportación correspondiente a los meses de verano, junio, julio y agosto.

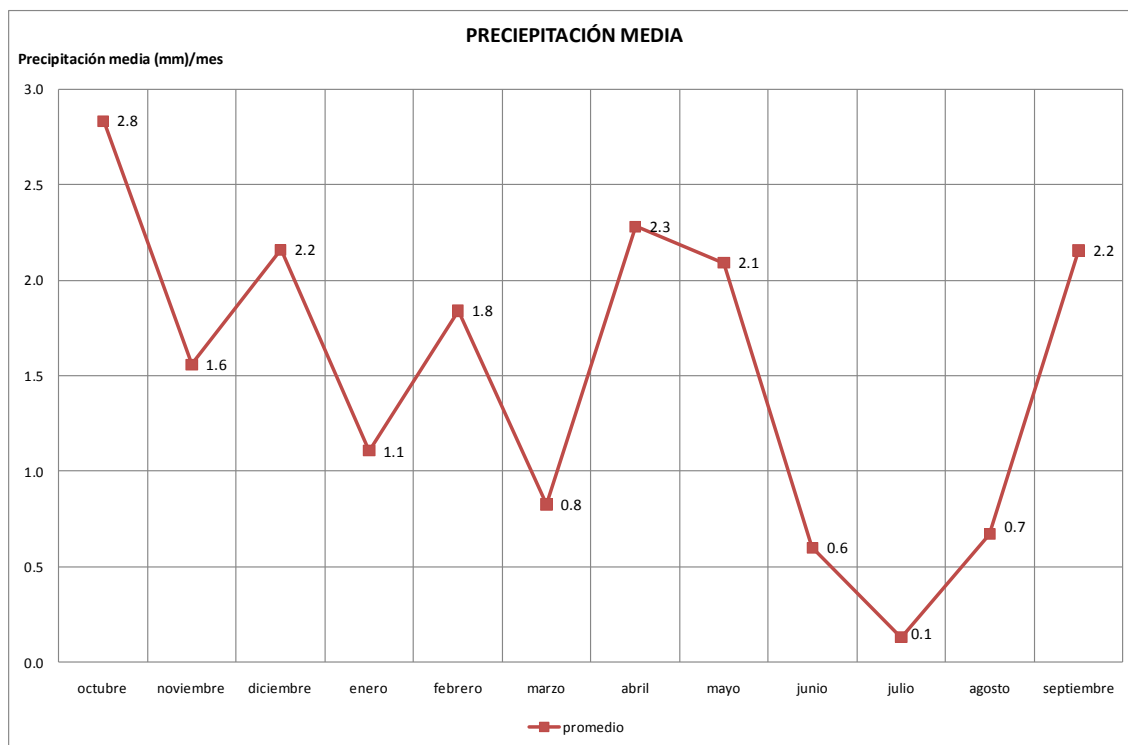


Gráfico 1. Precipitación media mensual presentada en el embalse Bellús

El análisis de la evolución de la precipitación en el embalse Bellús, durante el período, 01/10/2000 al 30/09/2008 describe años en los que hay pocas aportaciones de lluvia como son los años 2005 y 2006 ($0.9L/m^2$ medio anual), aunque se ve compensado con el año 2007 ($2.5L/m^2$ medio anual) que muestra valores de aportación por encima de la media anual del embalse $1.52L/m^2$.

El comportamiento de la precipitación es muy irregular, con días muy marcados que sobrepasan la media mensual, como lo son, los picos de precipitación de mayo de 2002 y octubre de 2007, siendo los más marcados del período con $156.6L/m^2$ mensual y $187.4L/m^2$ mensual, respectivamente.

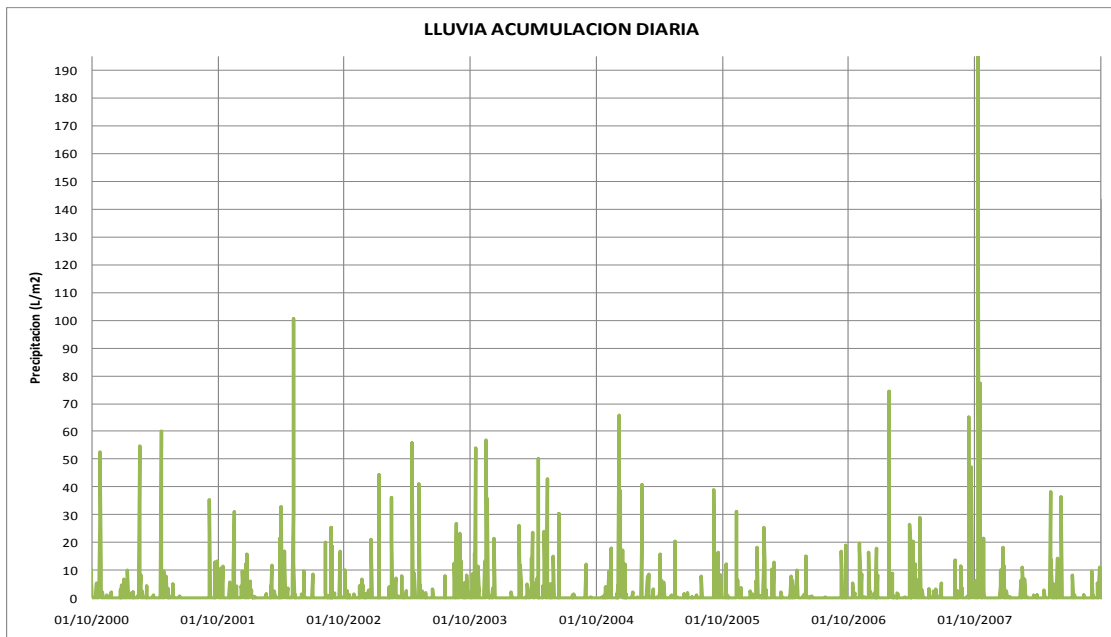


Gráfico 2. Evolución de la precipitación diaria de octubre de 2000 a septiembre de 2008

3.4. Problemática Actual

La Comunidad Valenciana se caracteriza por un régimen climático con irregularidad en las precipitaciones temporales y espaciales. Por ello, a pesar del aumento registrado en los niveles de los principales embalses de los que se abastece la Comunidad Valenciana, hay que racionalizar su uso para evitar los problemas que se padecen en periodos de sequía.

El embalse Bellús, tiene una aportación media anual de 22.985 Hm³, pero tiene graves problemas de contaminación, ya que los ríos que llegan al embalse durante su recorrido atraviesa amplias zonas industriales y recibe numerosos vertidos; dando como resultado que la calidad de sus aguas sea pésima. Y por consiguiente un incremento de la eutrofización de sus agua.

Las aguas en el embalse muestran un constante deterioro ya que se ha detectado en él estados de anoxia en el hipolimnion y sobresaturación de oxígeno en el epilimnion, la mayor parte del año debido al incremento del fitoplancton (eutrofización). La presencia del fitoplancton también origina una diferencia muy marcada de temperatura entre la superficie y el fondo.

Otro signo asociado al deterioro es la presencia de compuestos de amonio y sulfhídricos. En general la calidad del agua del embalse no es un agua propicia para uso agrícola o urbano sin un tratamiento previo, lo que hace menos viable el agua para su utilización, ya que aumentan los gastos de operación de los sistemas de abastecimiento de agua por problemas de sabor y olor principalmente.

4. INFORMACIÓN DISPONIBLE

Para el estudio del embalse de Bellús se recopiló la información necesaria que mostrará la evolución del sistema.

La aplicación de modelos matemáticos de calidad de aguas necesita de muchos datos sobre el medio a estudiar, así que se utilizaron datos hidrológicos, meteorológicos, datos de la calidad del agua en los ríos que confluyen en el embalse y datos de calidad dentro del embalse.

4.1. Información Meteorológica

El Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias, IVIA ha proporcionado los Datos meteorológicos diarios de la estación de Játiva:

- Temperatura media del aire (°C)
- Temperatura máxima del aire (°C)
- Temperatura mínima del aire (°C)
- Humedad relativa media del aire (%)
- Humedad relativa máxima del aire (%)
- Humedad relativa mínima del aire (%)
- Radiación solar global (w/m^2)
- Velocidad media viento (km/h)
- Velocidad máxima del viento (km/h)
- Dirección media del viento
- Número de horas de sol
- Número de horas frío
- Precipitación total (mm)
- Evapotranspiración de referencia, calculada mediante el método de Penman-Monteith, salvo en el caso incidencias (mm)

Los datos suministrados están desde el 01/01/2000 hasta el 16/08/2009 y del 01/03/2001 al 13/01/2009. La serie de datos faltantes, principalmente los de precipitación se tomaron de El Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) ubicado en las instalaciones del embalse.

4.2. Información Hidrológica

La Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), ha suministrado los datos históricos del Embalses y sus series mensuales y de batimetría.

La información del embalse Bellús se encuentra en:

- Datos mensuales de Caudales de entrada, salida y volúmenes embalsados desde 01/02/1998 hasta 01/04/2008

- Datos diarios de Caudales de entrada, salida y volúmenes embalsados desde 01/01/2000 hasta 01/01/2009.
- También se han utilizado las referencias del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH), con datos de control de los caudales circulantes (niveles en embalses y cauces)

4.3. Información de la calidad de aguas

Se tienen datos de calidad de aguas determinado por los parámetros físicos y químicos de las aguas de estudio. Este control de datos ha permitido obtener el seguimiento de la calidad de las aguas y de esta manera procesar la información.

Los datos de calidad pertenecen a:

- Las estaciones de red integradas de Calidad de aguas, Red ICA.
- Sistema Automático de Información de Calidad del Agua, SAICA.

Las aguas que llegan al embalse son medidas en las ICA que están ubicadas sobre los ríos Albaida, Clariano y Micena. Y justo aguas abajo del embalse esta la ICA del Embalse Bellús, sobre el río Albaida.

Tabla 6. ICA UTILIZADAS PARA LOS PARAMETROS DE CALIDAD

Código	Nombre	UTM X	UTM Y	Municipio	Cauce
JU07950001	Montaberner	717034	4307526	Montaberner	Río Albaida
JU07950002	Puente de Hierro	716933	4307678	Sempere	Río Clariano
JU07950023	Río Micena	721614	4307743	Otos	Río Micena
JU07950007	Embalse Bellús	718671	4313712	Bellús	Río Albaida

En estas estaciones de ICA se miden varios parámetros desde 01/04/1990; de los cuales analizamos los siguientes:

Tabla 7. PAERAMETROS UTILIZADOS EN LAS ICAS

Parámetro	Unidades
Temperatura	°C
Conductividad	μS/cm
Oxígeno disuelto	mg/l O ₂
Sólidos suspendidos	mg/l Ss
DBO ₅	mg/l O ₂
Amonio	mg/l NH ₄
Nitratos	mg/l NO ₃
Fosfatos	mg/l PO ₄
Fósforo total	mg/l P

La red de estaciones automáticas de Alerta S.A.I.C.A que está sobre el Río Albaida ubicada en el Municipio de Montaberner EAA 803 ayudó a afianzar el diagnóstico sobre la calidad del río que es uno de los puntos clave en la modelación ya que desde aquí se definen las características del agua a entrada al embalse.

Tabla 8. SAICA UTILIZADA

Código Estación	Nombre	Municipio	Cauce
EAA803	Montaberner en el Río Albaida	Montaberner	Río Albaida

Tabla 9. PAERAMETROS UTILIZADOS EN LA SAICA Montaberner EAA803

Desde	Parámetro	Unidades
01/01/2003	Temperatura	°C
01/01/2003	Conductividad	μS/cm
01/01/2003	Oxígeno disuelto	mg/l O ₂
01/01/2003	pH	Unidades pH
01/01/2003	Turbidez	NTU
01/012005	Fosfatos	mg/l PO ₄
01/01/2007	Amonio	mg/l NH ₄
01/01/2007	Nitratos	mg/l NO ₃
01/01/2007	DBO ₅	mg/l O ₂

4.4. Información de seguimiento del embalse

Para el estudio del Embalse de Bellús, se utilizaron los datos mensuales de las campañas realizadas por la Comisaría de Aguas de la Confederación

Hidrográfica del Júcar. Las campañas anuales de muestreo para el control de embalses que se han analizado se realizaron en los siguientes períodos de tiempo:

- Última semana de abril y primera de mayo, coincidiendo con el final del período frío, y con las explosiones fitoplanctónicas primaverales.
- Última semana de julio y primera de agosto, en pleno verano, y por tanto, en plena estratificación estival.
- Última semana de octubre y primera de noviembre, coincidiendo con el período de mezcla tras la estratificación estival.
- Última semana de enero y primera de febrero, en pleno invierno, pero coincidiendo con las primeras explosiones de algas diatomeas.

Los datos que se analizaron fueron:

- Temperatura del agua en el embalse (°C)
- Conductividad, ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
- Turbidez, unidades NTU
- pH, unidades de pH
- concentración de O_2 , $\text{mg}/\text{l O}_2$
- Clorofila-a $\mu\text{g}/\text{l}$
- Algas verde azules. $\mu\text{g}/\text{l}$

4.5. Información Limnológica del embalse

Para el estudio Limnológico del embalse se tienen perfiles mensuales en diferentes puntos del embalse cola, medio y presa. Y a lo largo de la columna de agua; desde el año 2002. De los siguientes parámetros:

- Temperatura del agua en el embalse (°C)
- Conductividad, ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
- pH, unidades de pH
- concentración de O_2 , $\text{mg}/\text{l O}_2$
- Turbidez, unidades NTU
- Clorofila-a $\mu\text{g}/\text{l}$
- Algas verde azules. $\mu\text{g}/\text{l}$
- Disco Secchi, metros
- Amonio, $\text{mg}/\text{l NH}_4$
- Nitrato, $\text{mg}/\text{l NO}_3$
- Nitrito, $\text{mg}/\text{l NO}_2$
- Nitrógeno kjedahl
- Fosfato, $\text{mg}/\text{l PO}_4$
- Fósforo, $\text{mg}/\text{l P}$

Estos datos fueron proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Júcar.

5. ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL EMBALSE BELLÚS

5.1. Evolución de los volúmenes, caudales de entrada y salidas de agua del embalse

El caudal de entrada del embalse de Bellús está conformado por 3 ríos de diferentes proporciones de volumen y de calidad, es de suma importancia determinar las características hidrológicas y limnológicas de estos ríos, ya que son la base y punto de partida del modelo matemático que se quiere construir.

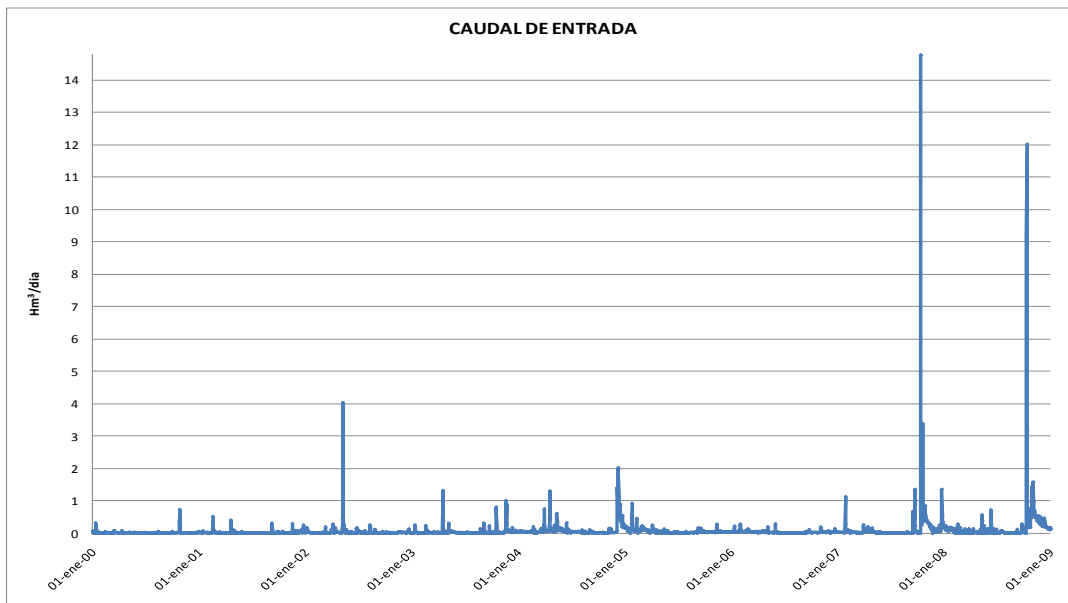


Gráfico 3. Evolución del Caudal de entrada al embalse Bellús desde el año 2000 al 2009

El comportamiento de la grafica nos describe una hidrología irregular, en la que se observan unos puntos muy marcados en los primeros días de mayo de 2002, en octubre de 2007 y octubre de 2008, en promedio el caudal de entrada al embalse está por debajo de 1 Hm³/día.

Realizando un análisis mensual se puede observar que los datos de entrada en el embalse arrojan valores de mayor aportaciones naturales en los meses de octubre, diciembre, enero, abril y mayo; con valores medios de 1.39 Hm³/mes.

También se comparó el caudal de entrada con las aportaciones de cada río y se realizó un análisis para conocer el comportamiento de cada uno de los ríos influentes en el embalse de Bellús y para una mejor interpretación de los parámetros de calidad a estudiar.

Para una mejor interpretación se coloca una grafica del caudal de entrada a menor escala.

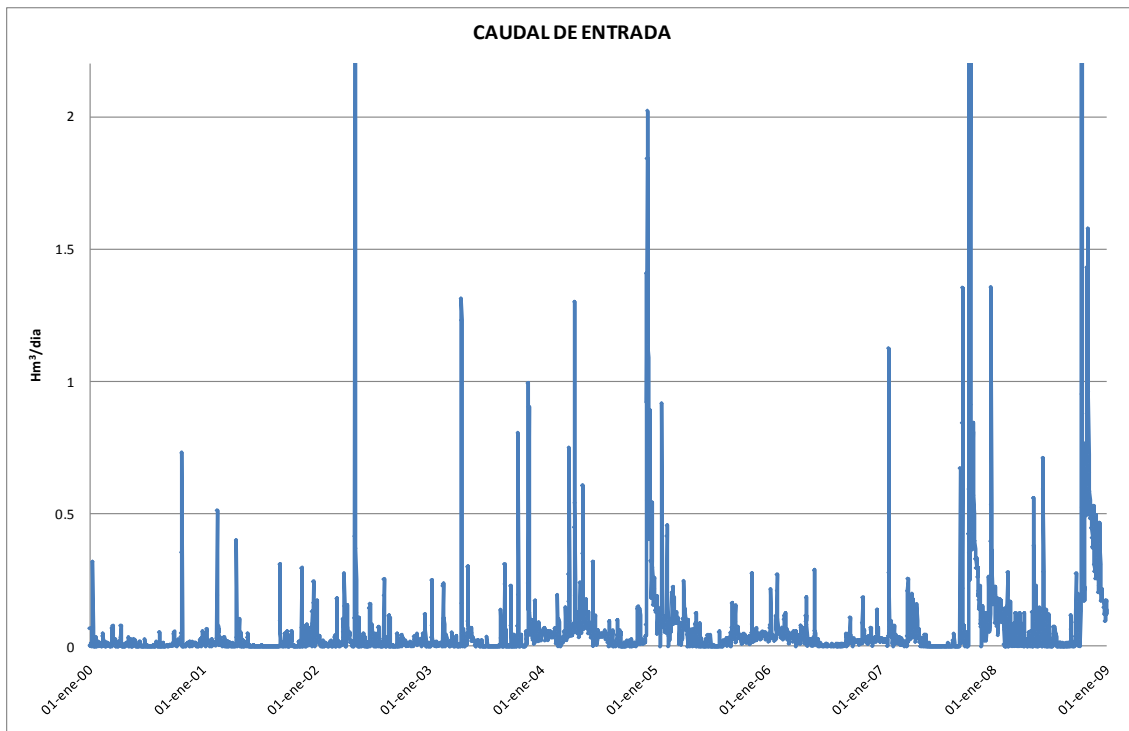


Gráfico 4. Caudal de entrada a escala menor

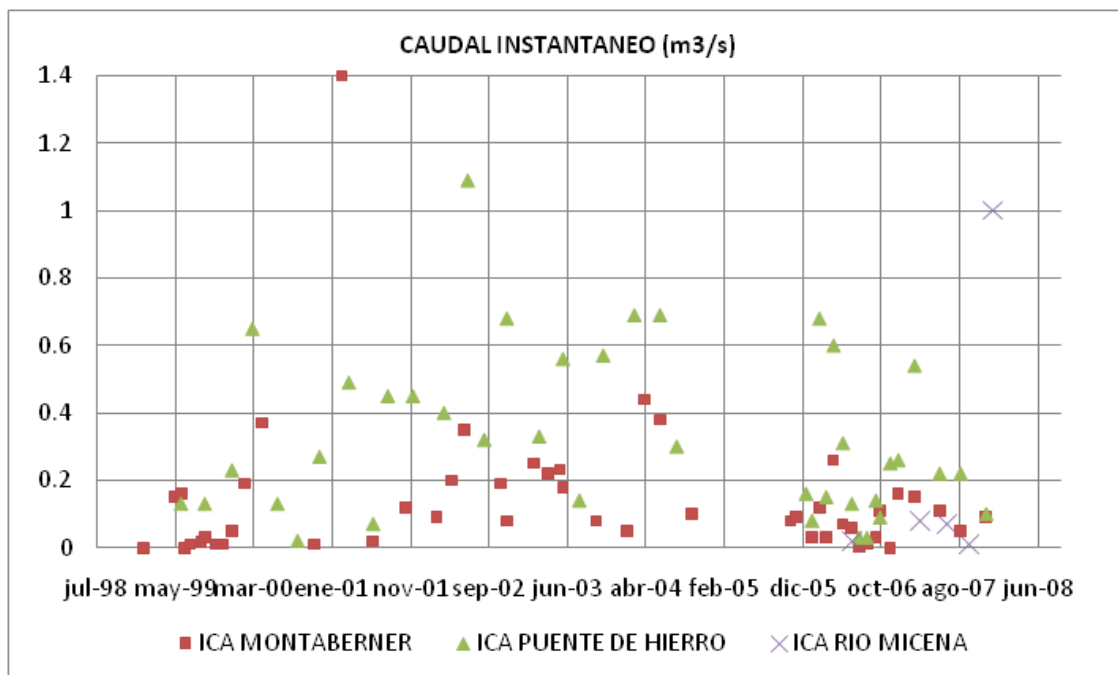


Gráfico 5. Caudales Instantáneos medidos en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena

Los ríos Clariano y Micena a través del río Albaida llegan al río Júcar. El caudal medio del río Clariano es de 0,34 m³/s y se observa una disminución de caudal en los meses de agosto. El tramo del río Albaida tiene un caudal medio 0,14 m³/s, como se muestra en la figura los valores están por debajo

del que tiene el río Clariano, al cual se unirá aguas abajo. Los datos existentes del río Micena son insuficientes pero según estos, tiene un aporte medio de 0,236 m³/s.

Las bajas aportaciones de caudal de cada río confirman el caudal medio de entrada al embalse.

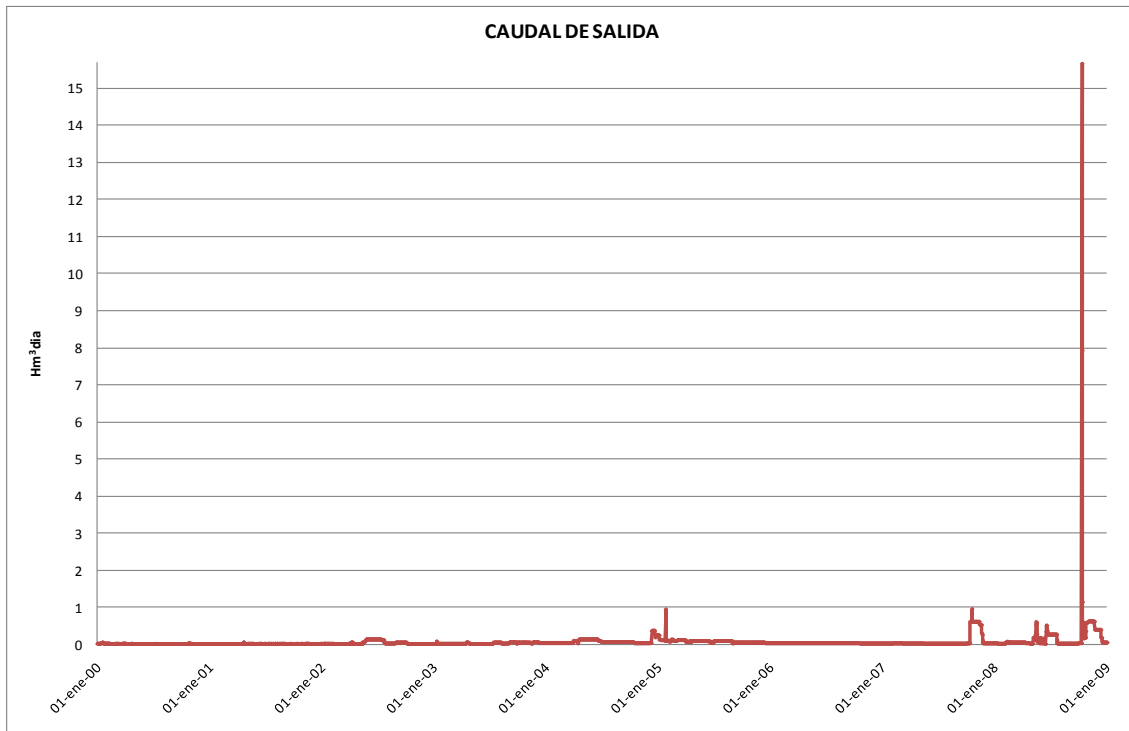


Gráfico 6. Evolución del Caudal de salida del embalse Bellús desde el año 2000

Los caudales de salida están condicionados por los criterios de explotación del embalse, ya que la capacidad y las épocas de riesgo de avenidas limitan las salidas. Otro desembalse importante a tener en cuenta es el caudal destinado a riego y a caudal ecológico.

Los desembalses se realizan en los meses de mayo, junio, julio y octubre donde los meses de verano coinciden con los meses de menor aporte de aguas al embalse; el valor medio para el caudal de salida es de 1.36 Hm³.

Para una mejor interpretación se coloca una grafica del caudal de salida a menor escala.

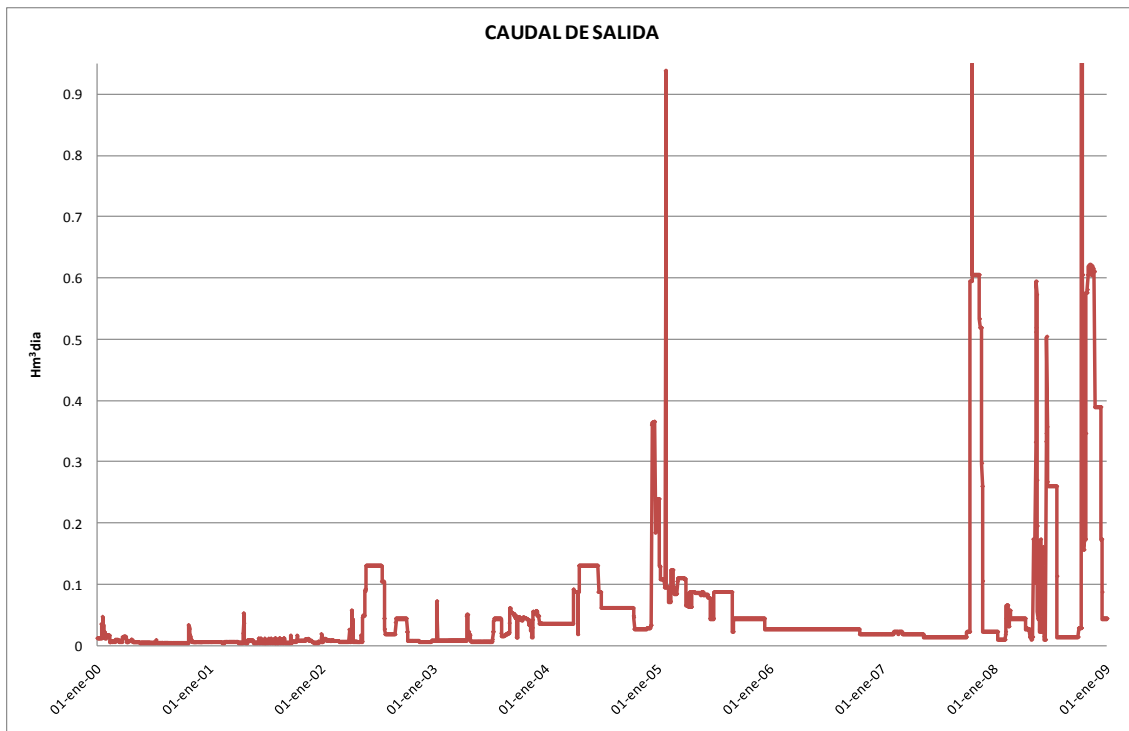


Gráfico 7. Caudal de salida a escala menor

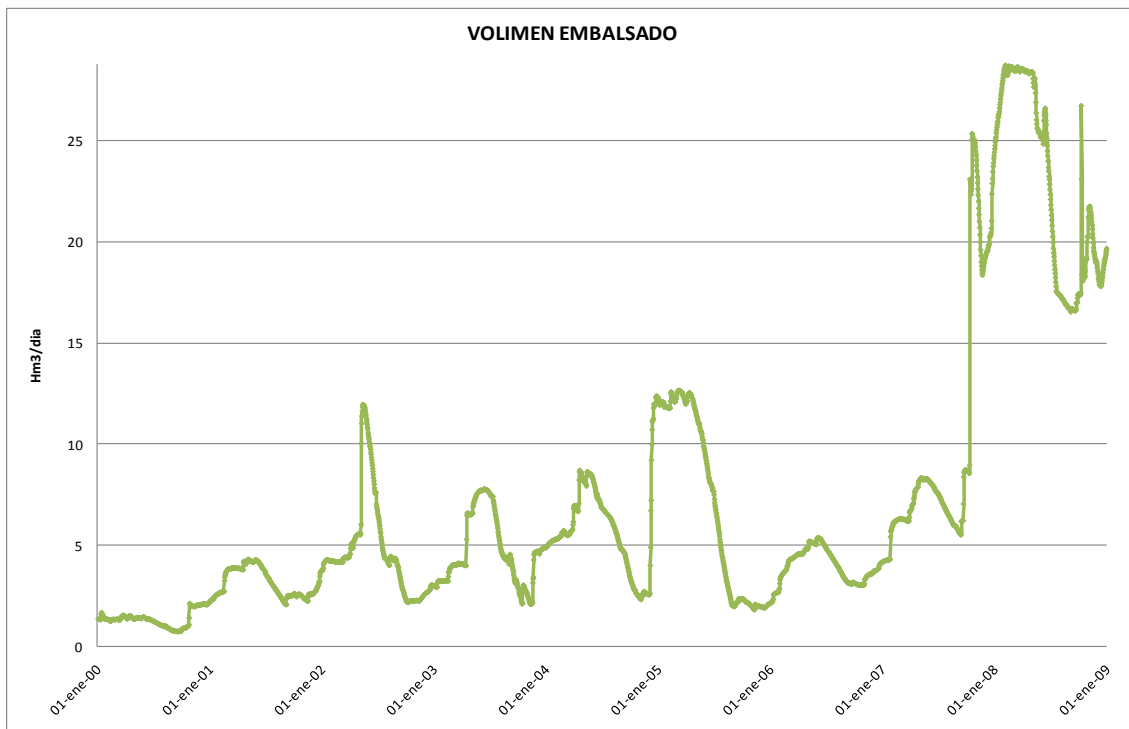


Gráfico 8. Evolución del volumen embalsado

Según el gráfico puede observarse tiempos en los que el embalse se encuentra con valores mínimos de volumen por debajo de los 5 Hm³ como son los años

de 2000 al 2001, algunos períodos del 2002, 2003, 2004, 2005 y 2006. Y valores con volúmenes por encima de los 5 Hm³ presentados en los años 2007 y 2008 y algunos períodos de los años 2001, 2003, 2004 y 2005. El volumen promedio embalsado en el período estudiado de 2000 a 2009 es de 7.1 Hm³.

El agua se embalsa en base a criterios de riesgos de avenidas y la capacidad del embalse, según los datos obtenidos se almacena agua en el embalse en mayor cantidad en las épocas del invierno y la primavera.

Otra forma de mostrar el comportamiento del embalse es la curva volumen embalsado en relación con la altura o cota en metros.

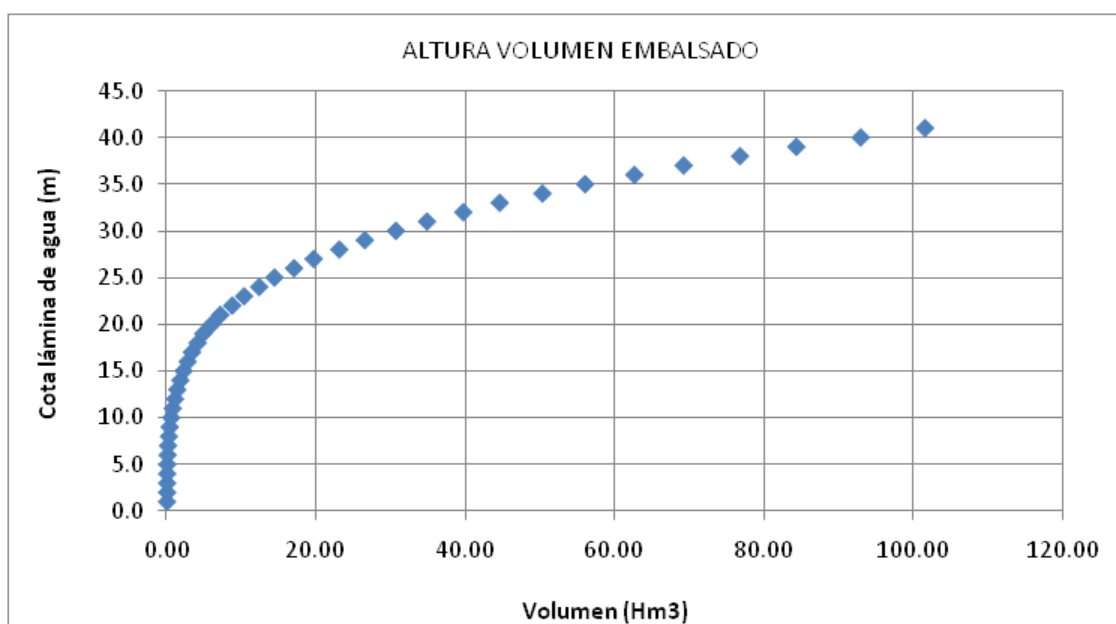


Gráfico 9. Curva del embalse Cota en relación al Volumen embalsado

5.2. Análisis de los datos del Embalse de Bellús

5.2.1. Calidad del agua en el embalse: Perfiles de oxígeno disuelto, temperatura y estado actual del embalse

El análisis de la masa de agua en el embalse permite conocer el estado actual en el que se encuentra el embalse en relación con la estratificación térmica, nivel de eutrofia, nivel de oxigenación y presencia de sedimentos. De los datos que se tienen de las 4 campañas anuales se concluye lo siguiente:

- De los datos de nutrientes se logró determinar que el *amonio* presenta bajas concentraciones en el epilimnion a lo largo del año, pero en primavera, verano y otoño el hipolimnion muestra concentraciones que superan la concentración admisible. Las concentraciones de *nitratos* y *nitritos* son valores inferiores a los de detección. El *nitrógeno Kjeldhal* tiene diferencias de concentraciones en la superficie y fondo, ambos

valores elevados. Las concentraciones de *fósforo total* y *fósforo soluble* corresponden a aguas eutrofizadas.

- La *transparencia del agua* se ve asociada a la proliferación de fitoplancton y a sólidos en suspensión. La mayoría del año son aguas turbias con valores por encima de 10 NTU; y según las mediciones del disco de Secchi la visibilidad es escasa en todo el embalse aunque unas épocas más que en otras.
- El análisis de conductividad arroja valores de mineralización moderada, también se observan diferencias entre cola, presa y superficie, fondo.
- En cuanto al pH del embalse es básico a lo largo del año con valores por encima de 7,5. En superficie los valores son más básicos con respecto al fondo, debido a la elevada producción primaria.
- Se detecta en épocas de primavera y verano presencia de SH₂ en el fondo de la presa.
- En cuanto al *oxígeno disuelto* se ve una estratificación no muy definida ya que la superficie muestra valores elevados por encima de la saturación, y existe oxiclina en presa y cola. En la primavera la estratificación se hace más fuerte mostrando en el epilimnion valores por encima del 100% de saturación, y anoxia en el hipolimnion con concentraciones de oxígeno disuelto por debajo de 1 mg/l. En la época de verano hay una fuerte estratificación en el epilimnion con elevadas concentraciones de saturación e hipolimnion anóxico con una oxiclina muy marcada. A finales de verano en el metalimnion se presentan aguas oxigenadas y anóxicas, lo que indica el inicio de las mezclas de aguas. En otoño el embalse esta oxigenado en superficie con concentraciones elevadas de saturaciones debido a la producción primaria.

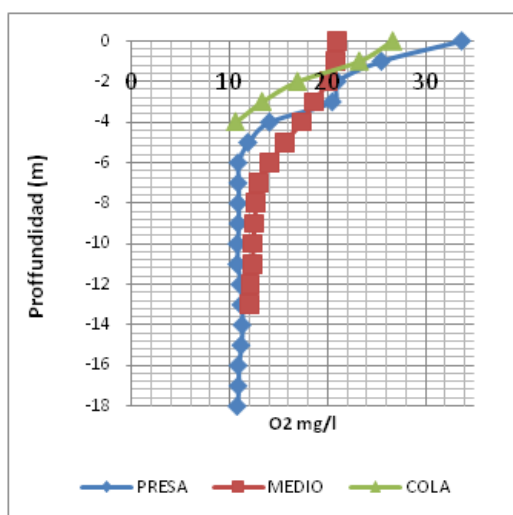


Gráfico 10. Perfil de Oxígeno Disuelto, enero 2005

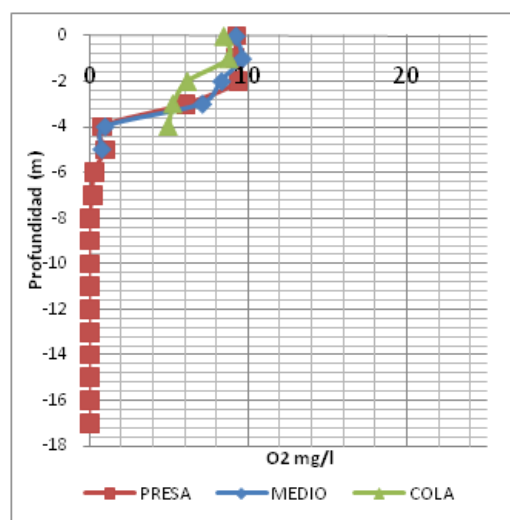


Gráfico 11. Perfil de Oxígeno Disuelto, mayo 2005

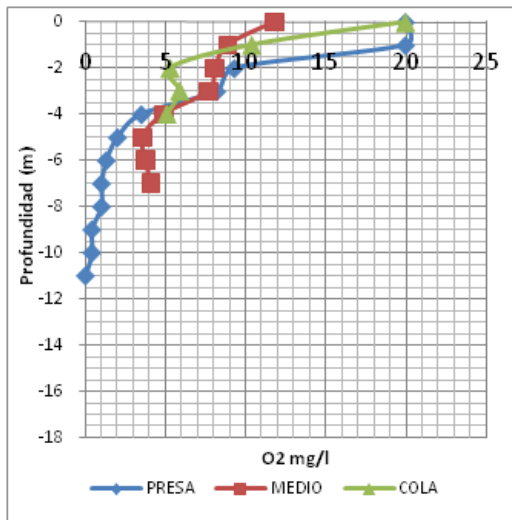


Gráfico 12. Perfil de Oxígeno Disuelto, mayo 2005

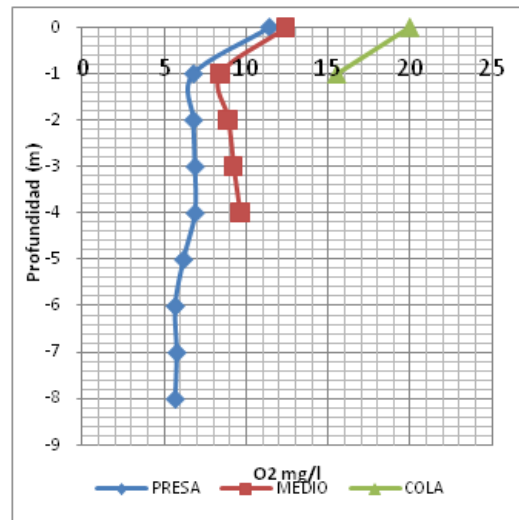


Gráfico 13. Perfil de Oxígeno Disuelto, octubre 2005

- El comportamiento de la *temperatura* en invierno, no muestra una estratificación térmica pero la termoclina podría aparecer en los primeros metros de profundidad en la cola del embalse. Para la primavera, se visualiza una pequeña curva en la que se da inicio a la estratificación por el aumento de temperatura. En la época de verano la estratificación está más marcada que en todos los años, luego empieza a disminuir ya que es pequeña la diferencia entre las temperaturas superficiales y de fondo, para finales del otoño el embalse está completamente mezclado, aunque en la presa puede haber una estratificación en que la diferencia entre superficie y fondo es de 2 ° C.

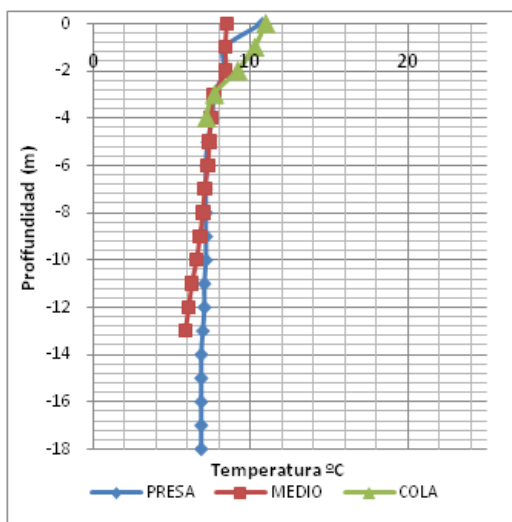


Gráfico 14. Perfil de temperatura, enero 2005

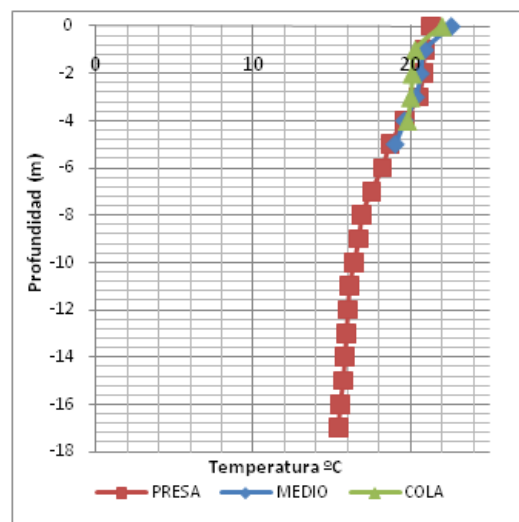


Gráfico 15. Perfil de temperatura, mayo 2005

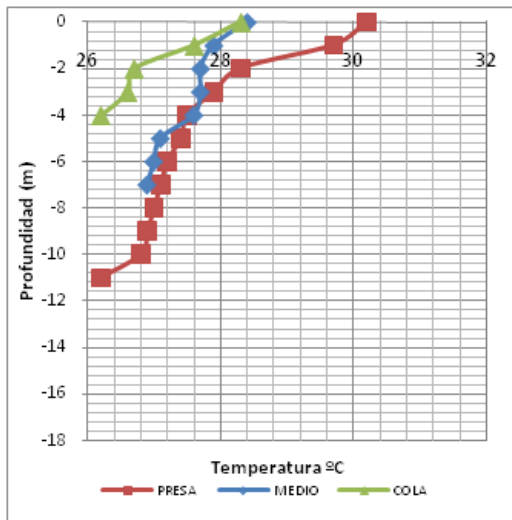


Gráfico 16. Perfil de temperatura, agosto 2005

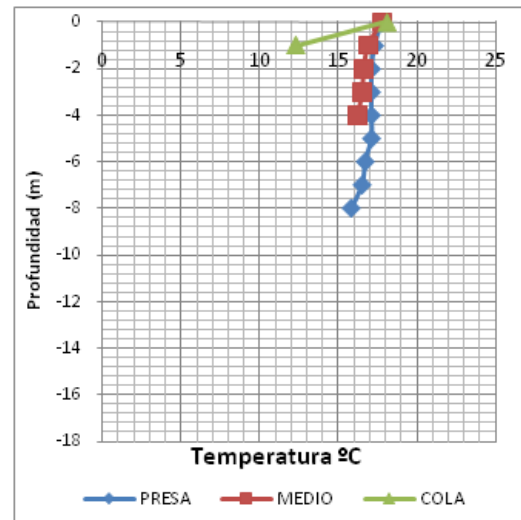


Gráfico 17. Perfil de temperatura, octubre 2005.

5.2.2. Calidad del agua en el embalse: Clorofila y su estado trófico

Para determinar el estado trófico del embalse, se analizaron los parámetros de clorofila-a, la transparencia del agua a través de la medición de disco Secchi en metros, la concentración de fósforo total en el agua.

La concentración media de la clorofila es de 102 mg/m³, en su mayoría con datos por encima de los 25 mg/m³. Exceptuando el año 2007, en el que las cuatros campañas registraron valores por debajo de los 22 mg/m³.

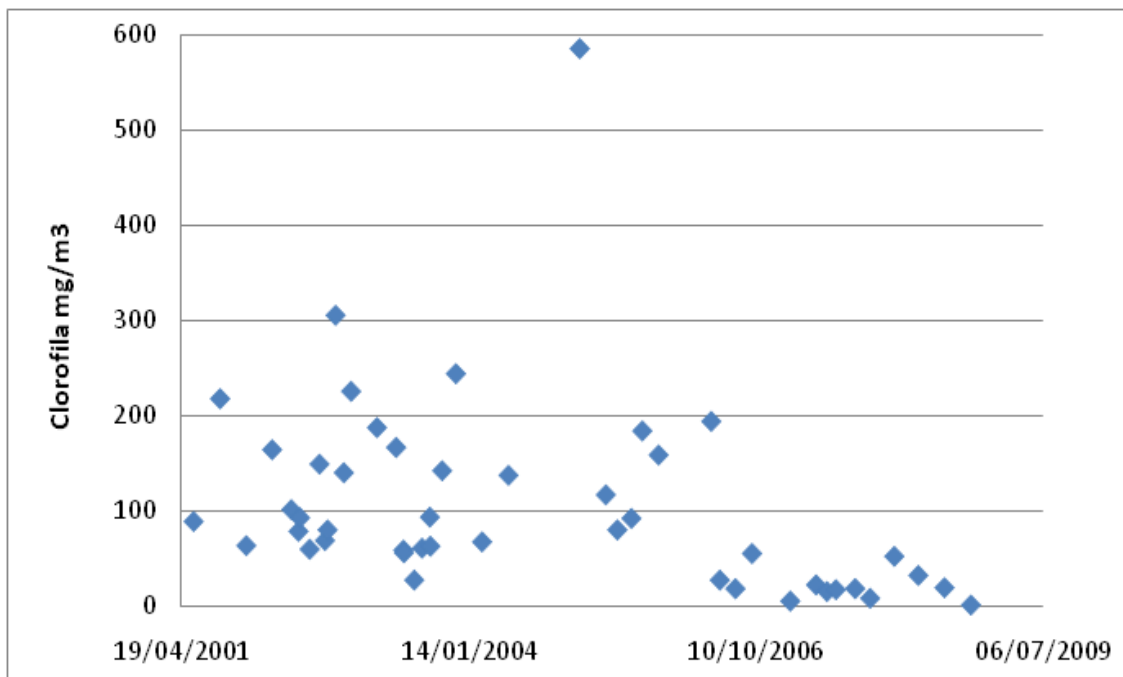


Gráfico 18. Distribución temporal de la Clorofila en el embalse Bellús

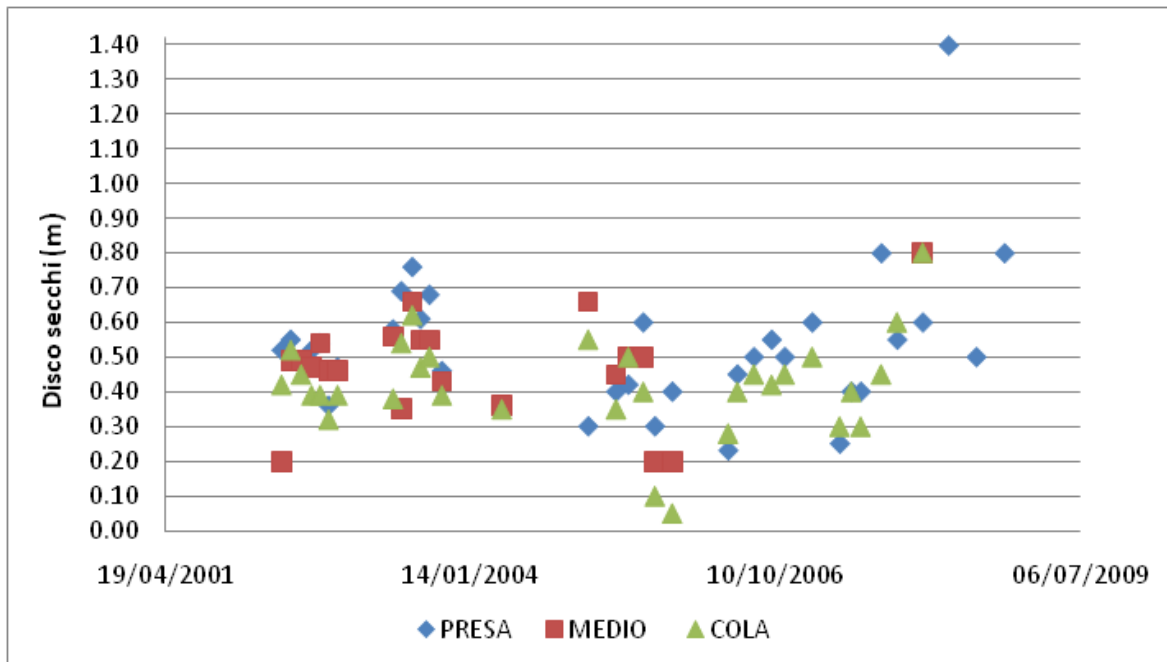


Gráfico 19. Distribución temporal de la turbidez medida a través del Disco Secchi en el embalse Bellús

En el embalse la mayoría de los datos registrados superan los 25 cm de lectura de disco Secchi con solo pocas excepciones en los meses de mayo de 2002, septiembre y noviembre de 2005.

Los gráficos muestran la variación de la concentración de clorofila y la lectura del disco de Secchi, donde se observa que cuanto mayor sea la concentración de la clorofila menor es el valor de disco Secchi.

La concentración de clorofila a lo largo del año presenta un comportamiento muy variado donde se observa que la concentración alcanza sus mayores valores en los meses que corresponden a la primavera y al otoño, y valores de menor concentración en los meses de verano.

Un último análisis del embalse eutrofizado es la relación entre los datos de clorofila medidos y el volumen embalsado y de esta manera tener un mayor conocimiento del problema. Considerando que el aumento de turbidez se ve asociado a la disminución del volumen del embalse y por lo tanto a las épocas de menor aporte de precipitación. También se probó encontrar una relación entre el fósforo total y la concentración de la clorofila y no se encontró relación alguna.

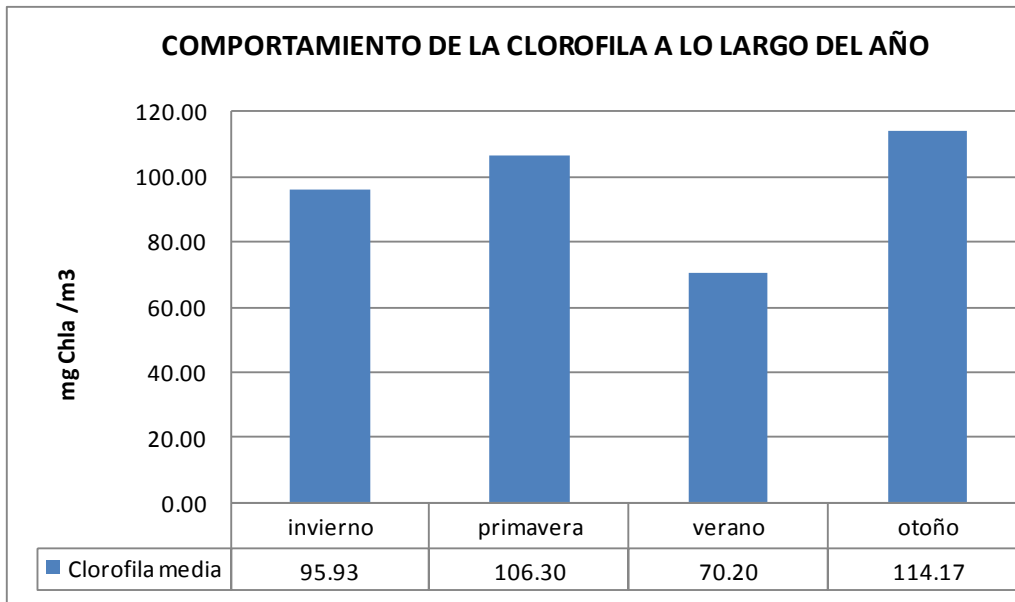


Gráfico 20. Análisis de la clorofila en el embalse Bellús

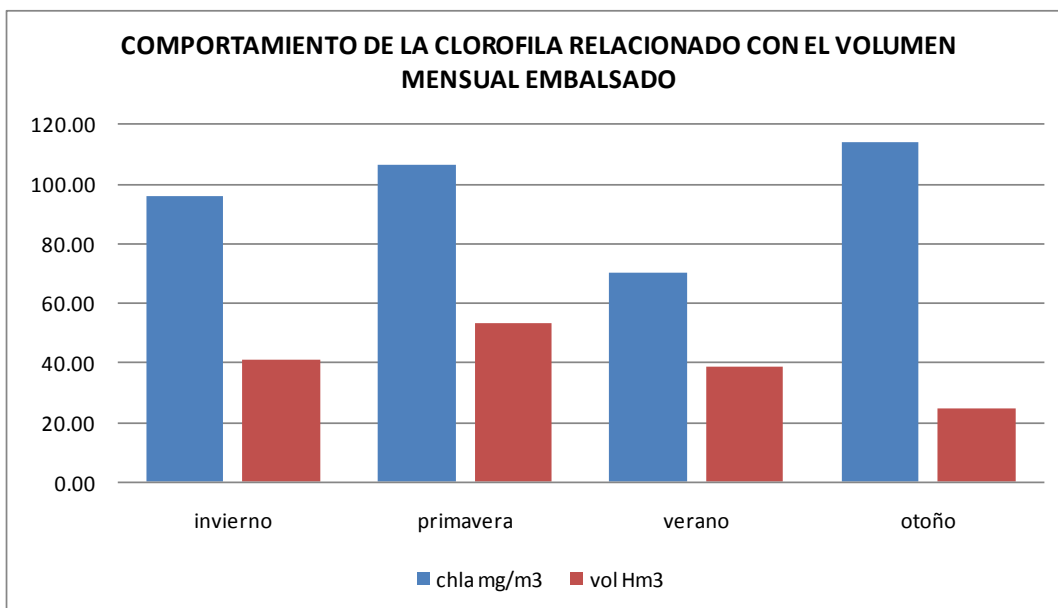


Gráfico 21. Análisis de la clorofila y el volumen embalsado en Bellús.

En función de la concentración de clorofila-a, de la turbidez y el fósforo total en el agua, el estado trófico del embalse oscila entre Hipereutrófico y Mesotrófico a lo largo del año. Acorde a los indicadores de OCDE y del índice del estado trófico de Carlson (TSI), que son los más utilizados.

- Clasificación del grado de eutrofia según OCDE,

Según los indicadores de la OCDE, el embalse presenta en estado *Hipereutrófico* por la clorofila desde el año 1998 hasta el año 2006. Y en los años 2007 y 2008, se presenta en estado *eutrófico*. La medición por el disco de Secchi confirma el estado *hipereutrófico* del sistema. En cuanto al análisis por fósforo total el embalse está en estado *hipereutrófico*.

Tabla 10. CLASIFICACIÓN CERRADA PARA DETERMINAR EL GRADO DE EUTROFIA SEGÚN OCDE

GRADO EUTROFIA	CLOROFILA (mg/m3)	PROF SECCHI (m)	P (mg/m3)
Ultraoligotrófico	< 1	> 12	< 4
Oligotrófico	1-2.5	12 A 6	4--10
Mesotrófico	2.5-8	6 3	10--35
Eutrófico	8 2.5	3 A 1.5	35--100
Hipereutrófico	> 25	<1.5	>100

- Clasificación del grado de eutrofia según CARLSON TSI (1977),

Según el índice de Carlson la concentración de la clorofila presenta un embalse en un medio entre *eutrófico* y *mesotrófico*, ya que en los meses de invierno se convierte en *mesotrófico* y a en los últimos años es *mesotrófico*. Con los valores de Disco de Secchi también coincidieron con un estado *eutrófico*. El índice se calculo a través de las siguientes formulas:

$$TSI(DiscoSecchi) = 10 \times \left(2.46 + \frac{3.76 - 1.57 \ln(DS)}{\ln(2.5)} \right)$$

DS : [metros]

$$TSI(Clorofila) = 10 \times \left(2.46 + \frac{\ln(Chl)}{\ln(2.5)} \right)$$

Chl : [mg / m³]

$$TSI(FósforoTotal) = 10 \times \left(2.46 + \frac{6.68 + 1.15 \ln(Pt)}{\ln(2.5)} \right)$$

Pt : [mg / l]

Tabla 11. ÍNDICE DE CARLSON

ESTADO TROFICO	TSI	DISCO DE SECCHI (m)	FÓSFORO EN SUPERFICIE (mg/m3)	CLOROFILA EN SUPERFICIE (mg/m3)
Oligotrófico <30	0	64	0.75	0.04
Oligotrófico <30	10	32	1.5	0.12
Oligotrófico <30	20	16	3	0.34
Oligotrófico <30	30	8	6	0.94
Mesotrófico >30-60	40	4	12	2.6
Mesotrófico >30-60	50	2	24	6.4
Mesotrófico >30-60	60	1	48	20
Eutrófico >60-90	70	0.5	96	56
Eutrófico >60-90	80	0.25	192	154
Eutrófico >60-90	90	0.12	382	427
Hipereutrófico >90	100	0.062	768	1183

Los resultados obtenidos tal y como se observan arrojan valores muy precisos entre el rango de 60 y 90 TSI.

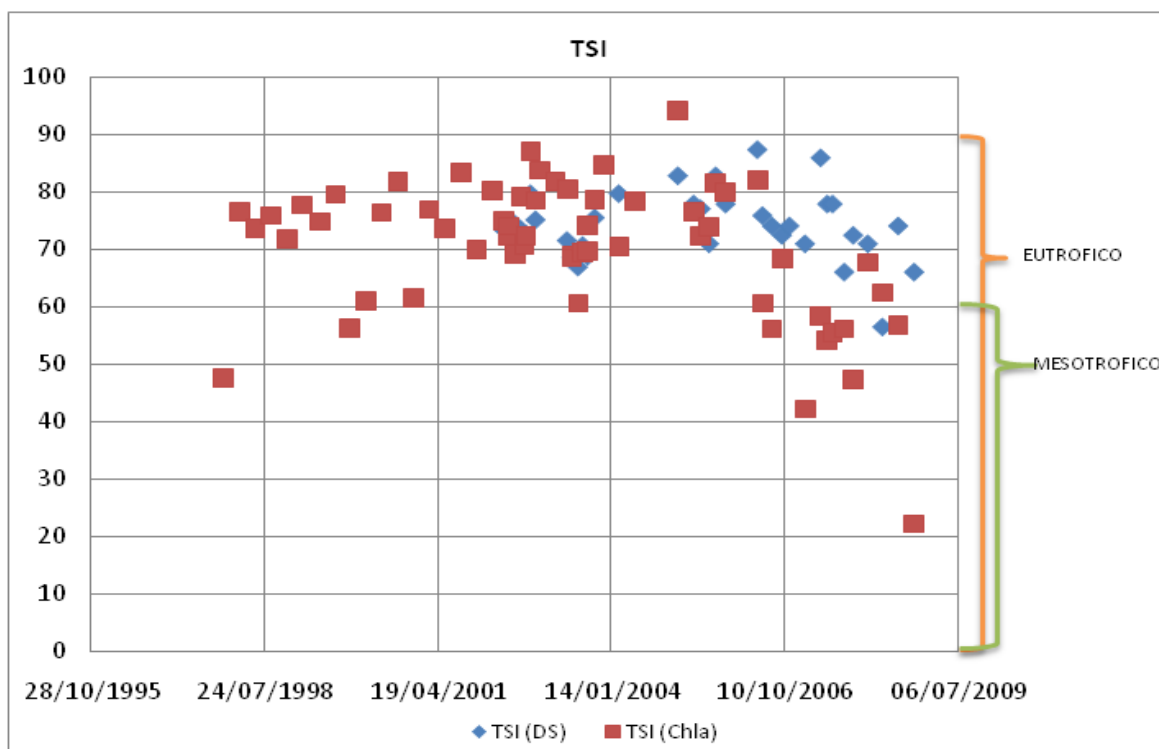


Gráfico 22. Aplicación del Índice de Carlson

El fitoplancton de recuento presenta valores elevados a lo largo del año. Es un fitoplancton muy diverso, cloroficeas flageladas, diatomeas, euglenoficeas también hay cianobacterias filamentosas y otras especies menos importantes.

Al parecer en verano hay un incremento de cianobacterias siendo la población dominante con valores por encima de los que establece la OMS, Organización Mundial de la Salud.

5.3. Vertidos

Las aguas que llegan al embalse de Bellús, se compone de corrientes naturales, aguas de escorrentía y vertidos de aguas residuales. Se estudia en especial las aguas residuales ya que sus aportes de nutrientes y materia orgánica serán determinantes en el comportamiento del sistema y en la implicación del estado trófico del embalse.

Los vertidos que llegan al embalse a través de los ríos Albaida y Clariano como aguas residuales tratadas de varias estaciones depuradoras se resumen en la siguiente tabla:

Tabla 12. EDARS QUE VIERTEN SUS AGUAS A LOS RÍOS QUE CONLLEVAN AL EMBALSE DE BELLÚS

Estación depuradora de aguas residuales	Medio Receptor	Reutilización	X_UTM	Y_UTM	Volumen a tratar (m³/año)
AIELO DE MALFERIT	Río Clariano	0.00%	710,909	4,306,019	288,079
ALBAIDA	Río Albaida	100.00%	714,743	4,303,554	1,007,645
ALFARRASI	Río Albaida	0.00%	717,548	4,308,500	927,129
BENIGANIM	Barranco de los Olmos	0.00%	720,891	4,321,966	400,054
ONTINYENT - AGULLENT	Río Clariano	19.90%	709,207	4,301,407	7,013,413

El volumen vertido a los ríos es proporcional a la capacidad de tratamiento que tiene como son el número de habitante equivalente y el caudal medio diario.

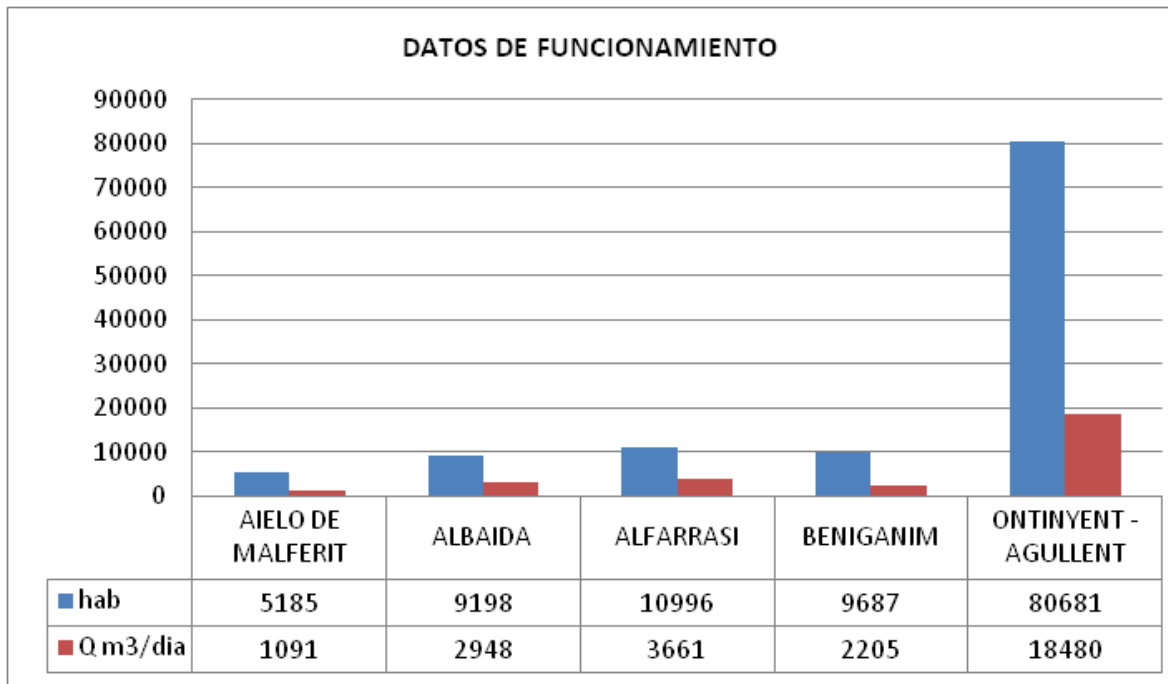


Gráfico 23. Datos de Funcionamiento relación Habitantes Caudal medio diario

Los datos de la grafica son extraídos de EPSAR, Entitat de Sanejament d'Aigües.

La gestión de estas plantas depuradoras cumple un papel importante en la calidad de las aguas de los ríos por esto se analizaron los datos de vertidos de las depuradoras con la Directiva 91/271/CEE, donde se dice que los requisitos de los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles cuyas aguas sean eutróficas o tengan tendencia a serlo en un futuro próximo deben cumplir con los valores de $DBO_5 < 25 \text{ mg/l O}_2$, Nitrógeno Total $< 15 \text{ mg/l}$ y Fósforo Total $< 2 \text{ mg/l}$.

Según los datos de vertidos se observó que las aguas que tratan cumplen con la normatividad de vertidos casi en su totalidad, casi como se puede resumir en las concentraciones de DBO_5 , Nitrógeno Total y Fósforo total:

- La medición de la demanda bioquímica de oxígeno para vertidos debe ser menor a 25 mg/l O_2 , y según los datos que se obtienen las plantas depuradoras de Aielo de Malferit, Alfarrasi, Beniganim, cumplen este requerimiento. Las depuradoras de Albaida y Ontiyent-Agullent en los años 2001 al 2003 sobrepasaban el límite permitido de vertido según medición de DBO_5 .

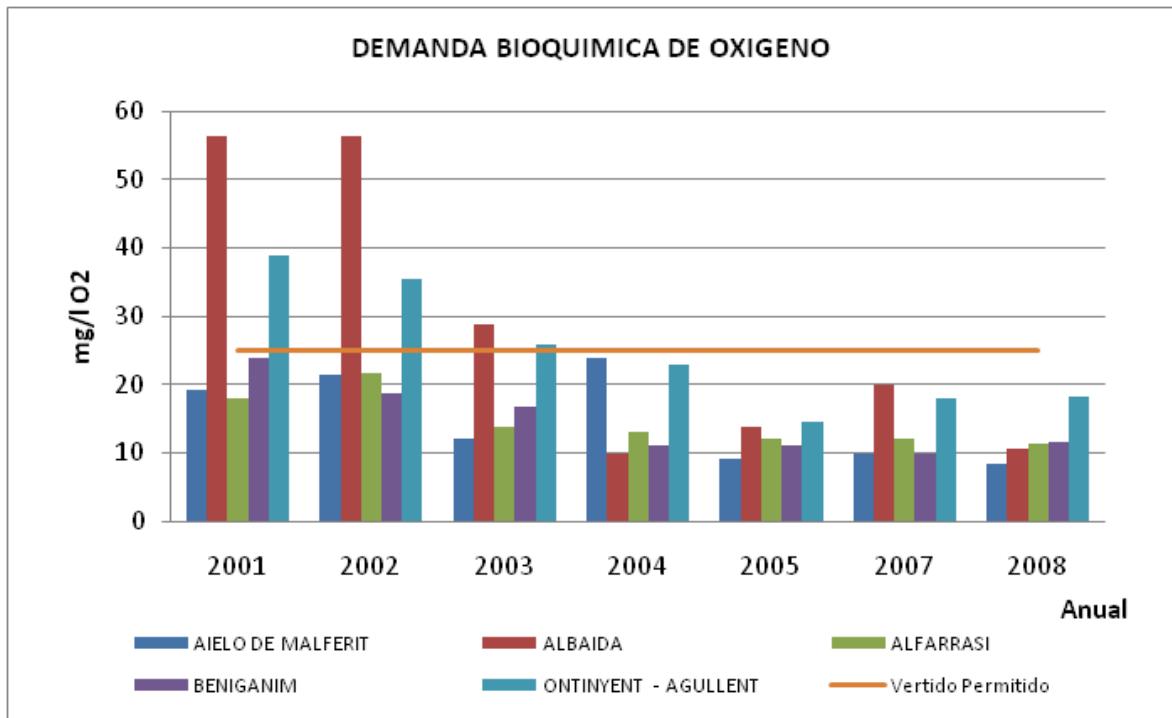


Gráfico 24. Análisis de DBO₅ en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús

- Según el gráfico de análisis de vertido de Nitrógeno total en los años 2001 y 2002, ninguna de las plantas depuradoras estudiadas hacían eliminación de nitrógeno en su tratamiento secundario. A partir del año 2003 las plantas de Aielo de Malferit, Albaida y Alfarrasí inician un tratamiento con la eliminación de nitrógeno total. Las plantas de Beniganim y Ontiyent-Agullent muestran una concentración de nitrógeno por encima del valor permitido (25 mg/l O₂, según la Directiva 91/271/CEE, Real Decreto 509/1996) a excepción del año 2008 con una disminución de nitrógeno por parte de la planta de Beniganim.

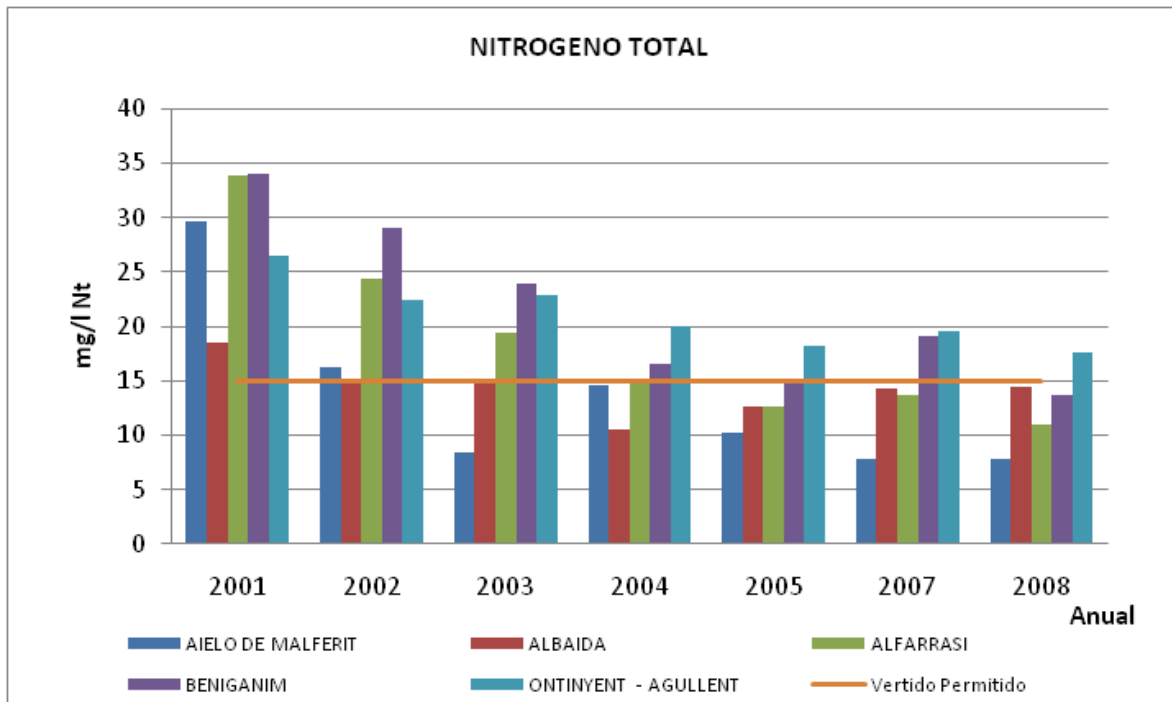


Gráfico 25. Análisis de Nitrógeno total en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús

- Los vertidos de las plantas depuradoras muestran que ninguna planta tenía implementado dentro de los primeros años la eliminación de fósforo ya que los valores medidos del 2001 al 2005 pasan el valor permitido que es 2 mg/l de fósforo total.

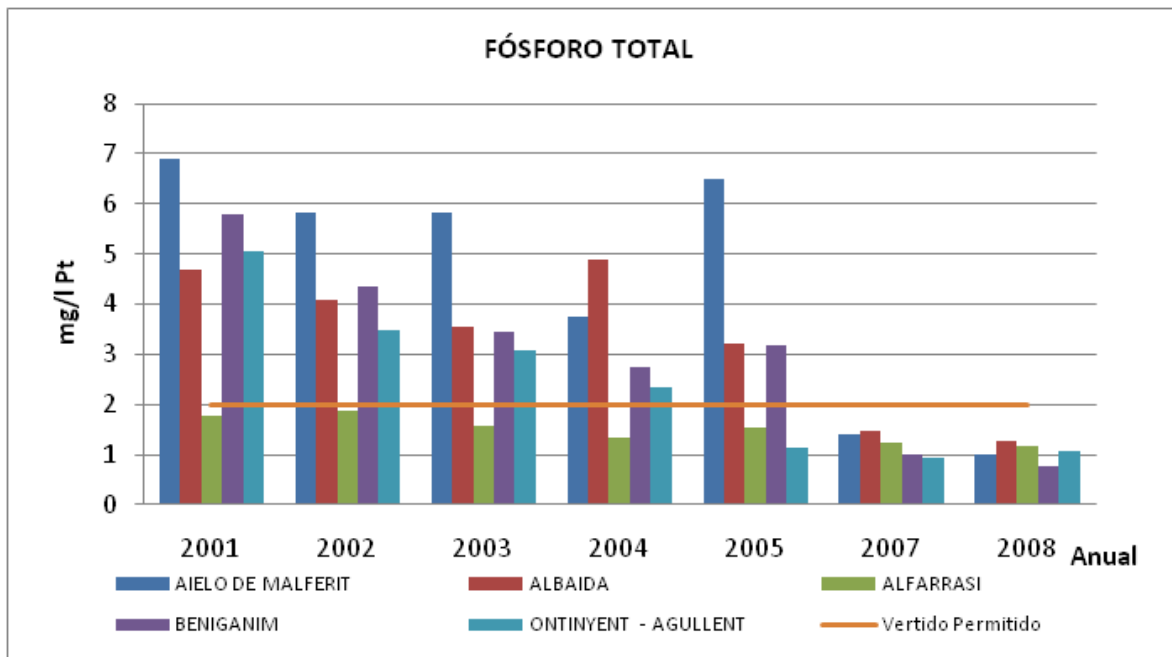


Gráfico 26. Análisis de Fósforo total en las Plantas depuradoras que vierten sus aguas los ríos que conllevan al embalse de Bellús

5.4. Análisis de la calidad del agua de entrada al embalse

Como se mencionó anteriormente para el estudio de los datos de entrada se tenían datos de la SAICA de Montaberner y de las ICAs que pertenecen a Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena. Aunque son más los datos de las ICAs ya que se tienen desde 1998, se prefirió tomar los datos de la SAICA, que está justo antes del embalse y a la que fluyen las tres corrientes de los ríos de entrada al embalse. Así que los datos de las ICAS fueron un complemento para la elaboración de una sola caracterización de datos de entrada desde 01/01/2000 hasta 30/09/2008.

5.4.1. Oxígeno Disuelto

Se observa la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, ya que es un buen indicador de cuan contaminada esta el agua. Se tiene como parámetro la proximidad de dichas concentraciones a las concentraciones de saturación, dependiendo estas de la temperatura.

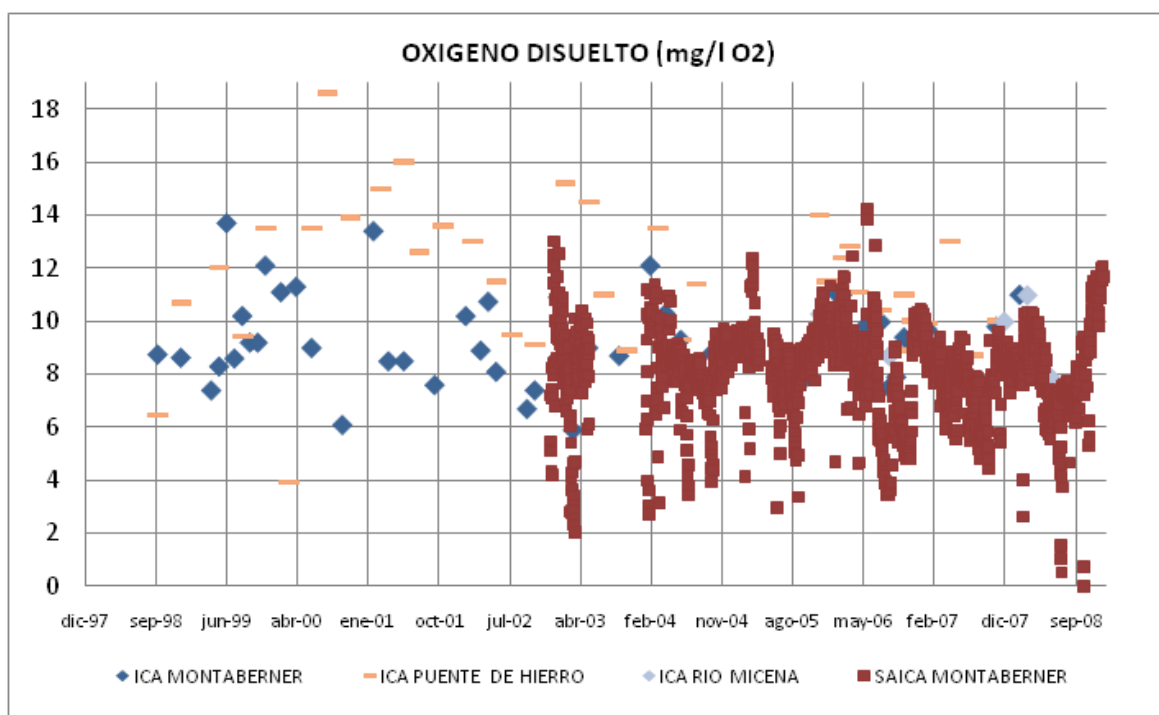


Gráfico 27. Oxígeno Disuelto medidas en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA de Montaberner

Como se puede observar en la grafica los valores promedio de oxígeno disuelto están en el orden de 8,95 10,59 y 8,90 mg/l O₂ respectivamente a las ICA Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena; los valores de concentración de Saturación de oxígeno disuelto para unas temperaturas medias (16.71, 18 y 15.85 °C) están entre 9.75 9.49 y 9,93 mg/l.

En el Río Clariano, que pertenece a la ICA de Puente de Hierro presenta concentraciones muy altas, por lo que se podría decir que se está dando un proceso de eutrofización en este río, debido a altas temperaturas y aporte de concentraciones de nutrientes. O el oxígeno disuelto en torno a los 10 mg/l es propio de aguas naturales no contaminadas.

Los valores medidos en la Ica de Montaberner presentan algunos valores por debajo de 4 mg/l, lo que se podría asumir a un alto consumo de oxígeno por degradación de materia orgánica existente en la columna de agua.

En la SAICA el valor medio es de 8.08 mg/l O₂ con una concentración de Saturación de oxígeno disuelto media de 9.76 mg/l para una temperatura media 17.33 °C. Estos valores muestran un comportamiento parecido al que describen las ICAs.

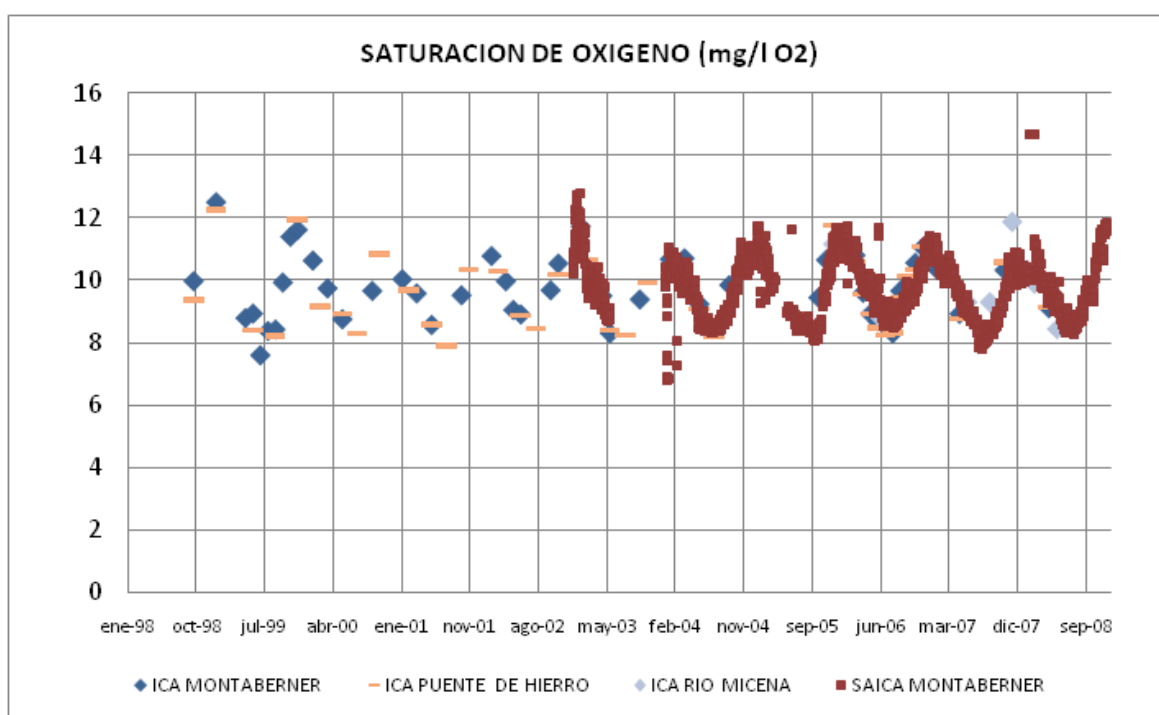


Gráfico 28. Saturación de Oxígeno calculados en las estaciones ICA de Montaberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA Montaberner

5.4.2. Demanda Biológica de Oxígeno - DBO5

La demanda biológica de oxígeno es una medida aproximada de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en el agua. Para aguas naturales los valores de DBO5 normales son menores a 2 mg/l y aguas en las cuales se ha detectado la afectación antrópicas presentan valores por encima de 10 mg/l.

En la siguiente grafica se omitieron los valores más altos que estaban muy distantes de los valores medios y no permitían observar adecuadamente el comportamiento de la demanda de oxígeno a lo largo de las 3 ICA analizadas.

Estos valores fueron 70 mg/l O₂ en Puente de Hierro y 41 mg/l O₂ en Montaberner, se podría asociar estos valores a errores a la hora de medir.

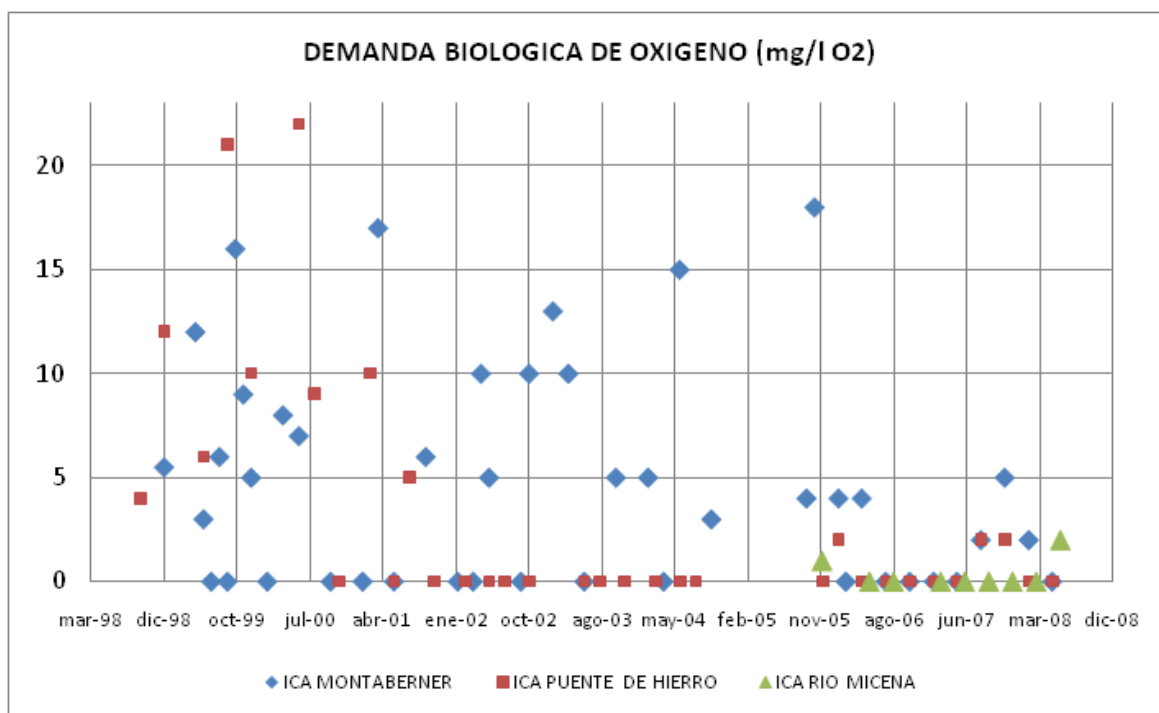


Gráfico 29. Concentraciones de DBO5 medidas en las Estaciones de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena.

Las concentraciones promedios de DBO5 muestran contaminación en el agua ya que arrojan valores puntuales muy cercanos y por encima de 10 mg/l O₂.

Para el Río Albaida (ICA Montaberner) las concentraciones de DBO5 están en su mayoría por debajo de los 10 mg/l. y el valor medio es de 5,49 mg/l.

La estación que pertenece al Río Clariano (ICA Puente de Hierro) tiene un valor medio de 5,77 mg/l O₂, mostrando entre los años 1998 y 2001 valores por encima de la media y a partir de 2001 valores muy pequeños.

Los valores para el Río Micena son insuficientes pero el valor medio de los datos esta en 0,33 mg/l O₂.

5.4.3. Conductividad

La conductividad en el agua es la habilidad o poder de conducir electricidad, esta capacidad se debe a la presencia de iones en solución en el agua, ya que la corriente eléctrica se trasporta por medio de los iones en solución. La relación es directamente proporcional ya que si aumentan los iones aumenta la conductividad.

La escala de conductividad de soluciones acuosas comienza con un valor de 0,05 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (25 °C) para el agua ultra pura. La conductividad de aguas naturales como el agua potable o aguas de superficie oscila entre 100 - 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En el extremo superior de la escala quedan algunos ácidos y bases.

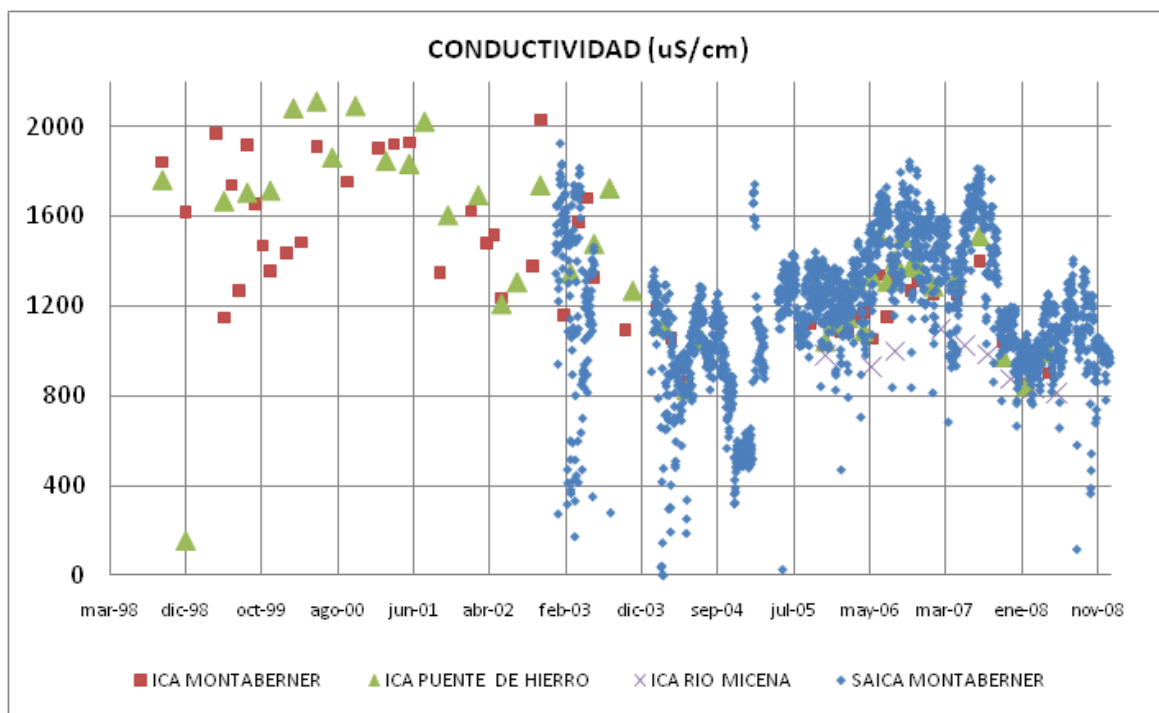


Gráfico 30. Concentraciones de Conductividad medidas en las Estaciones de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena.

Como se puede ver en el gráfico la conductividad en las estaciones Montaberner y Puente de Hierro, presentan un comportamiento similar, con valores por encima de los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$; con altos valores medios de conductividad del orden de 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mientras que la estación de Río Micena el valor medio es de 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En cuanto a la SAICA registra un valor medio de 1153 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor que se considera como una alta conductividad debido a todos los vertidos que confluyen en los ríos.

5.4.4. Nitrógeno – Amonio NH_4 – Nitratos NO_3

El nitrógeno como nutriente fundamental, se analiza en forma de Amonio NH_4 , y Nitratos NO_3 . En aguas naturales o no contaminadas las concentraciones normales de amonio son menores a 0.1 - 0.2 mg/l NH_4 ; para las concentraciones de nitratos en aguas no contaminadas los valores no deben sobrepasar los 5 mg/l NO_3 y niveles superiores a los mencionados son indicativos de contaminación.

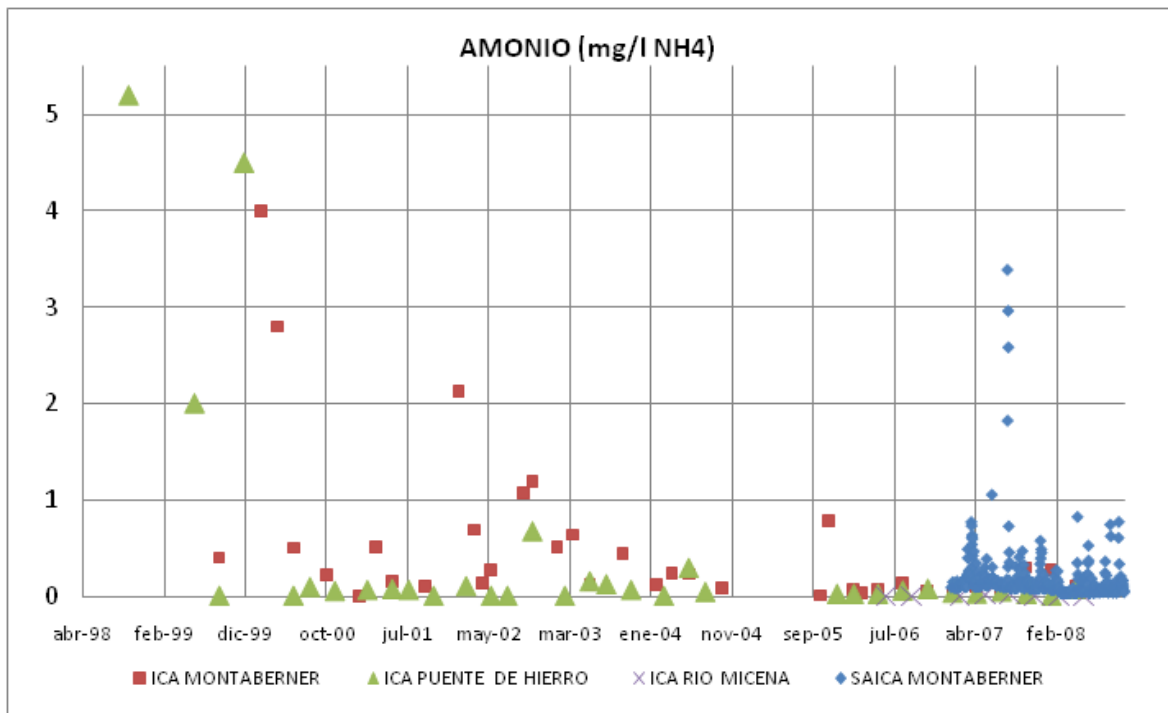


Gráfico 31. Concentraciones de Amonio medidas en las ICA de Montaberner, Puente de Hierro Río Micena y SAICA Montaberner

Las concentraciones de amonio de entrada son del orden de 0.5 a 2 mg/l y se observan valores de hasta 6,63 mg/l en las estaciones de Puente de Hierro y 4mg/l para Montaberner. Para la estación de Río Micena hay pocos datos disponibles y con valores por debajo de 0.025 mg/l, por lo cual no serán analizados ya que no serían representativos.

Los pocos valores de la SAICA de Montaberner arrojan un valor medio de 0.16 mg/l que solo se registran desde el 2007. De esta manera se muestra que para los datos de entrada en su mayoría se toman los datos de la ICAs, ya que suministran más información.

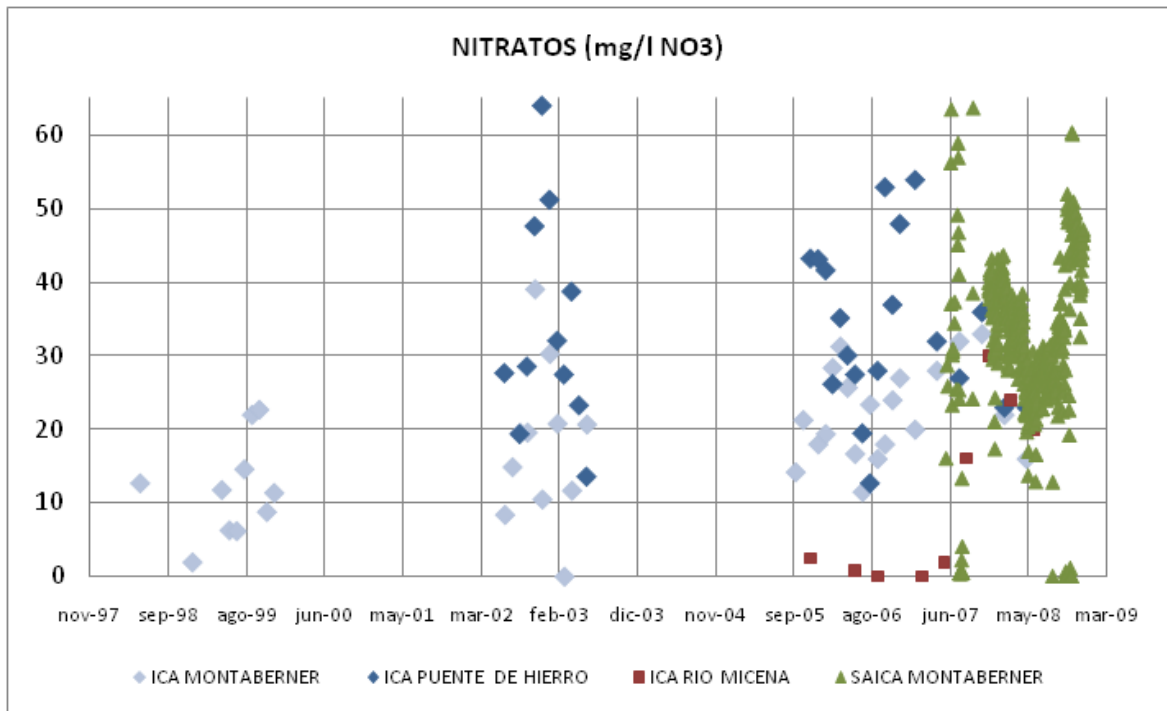


Gráfico 32. Concentraciones de Nitratos medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro, Río Micena y SAICA Montaberner

Las concentraciones de nitratos reflejan valores muy altos en su mayoría por encima de los 5 mg/l. La estación de Puente de Hierro tiene una concentración promedio de 33.8 mg/l, la estación Monteberner de 18 mg/l de Nitratos y la estación de Río Micena con valores de 10.56 mg/l de Nitratos.

Estas altas concentraciones de nitratos independientemente del origen de contaminación sabemos que llegan al agua por escorrentía o por infiltración en el suelo. Y las formas de contaminación pueden ser puntuales por vertidos no controlados, o por contaminación difusa a través de la infiltración.

Estos valores a la entrada del embalse son propicios para el crecimiento de algas y la eutrofización del embalse. Según el análisis de este parámetro se podría decir que el río Clariano presenta mayor concentración de vertidos o mayor contaminación en relación al río Albaida y río Micena.

Las pocas concentraciones registradas de nitrato en la SAICA tienen un valor medio de 34.34 mg/l de nitrato y las pocas mediciones que hay no definen un claro comportamiento del contaminante a lo largo del período de estudio.

5.4.5. Sólidos Suspendidos

Al referirse a sólidos suspendidos se está hablando de la materia suspendida formada por materia orgánica e inorgánica, plancton y organismos microscópicos. La presencia de sólidos suspendidos afecta directamente la turbidez del agua y se asocia a la hidrodinámica del río y a los vertidos que

incidan en el. Las aguas para consumo no deben presentar sólidos suspendidos pero en aguas como canales, ríos, lagos, etc. Se considera un aspecto “sucio” con más de 100mg/l de sólidos suspendidos.

En la siguiente grafica se excluyó el valor más altos que estaba muy alejado de los valores medios y no permitía detallar adecuadamente el comportamiento de los sólidos (421 mg/l medido en Montaberner).

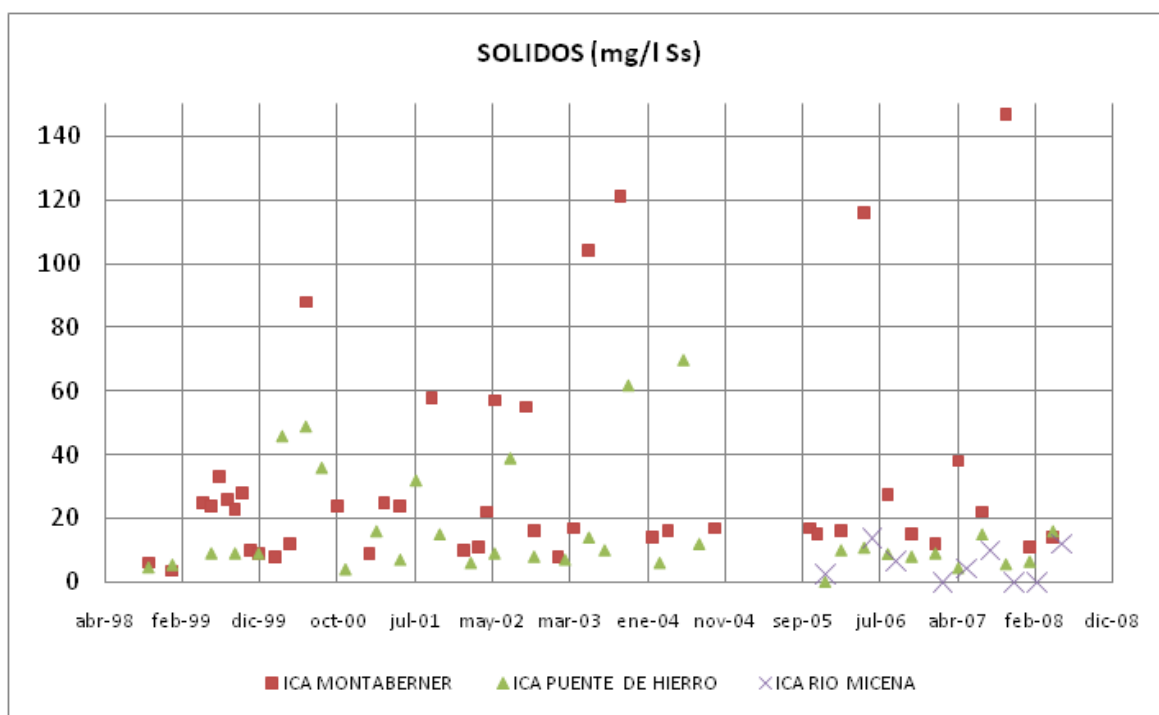


Gráfico 33. Concentraciones de Sólidos Suspendidos medidas en las ICA de Montaberner, Puente de Hierro y Río Micena.

Los valores correspondientes a los sólidos suspendidos del río Albaida (ICA de Montaberner) son valores medios de 33,8 mg/l de sólidos suspendidos, con pocos valores por encima de 100 mg/l, los valores que están por encima del valor promedio se asumen a vertidos industriales.

En el río Clariano (ICA de Puente de Hierro) el valor medio es de 21.53 mg/l y se observa una regularidad en las concentraciones. En cuanto al río Micena 5,5 mg/l de sólidos suspendidos promedio, en los pocos datos muestreados.

5.4.6. Fósforo

Las concentraciones de fósforo en el agua se encuentran en forma orgánica e inorgánica, ambas particulada o disuelta. El fósforo se presenta en aguas naturales y residuales casi exclusivamente bajo la forma de fosfatos, (H₃PO₄,

ortofosfórico, HPO_3 , metafosfórico y $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$, pirofosfórico), siendo el más importante de ellos el ortofosfato.

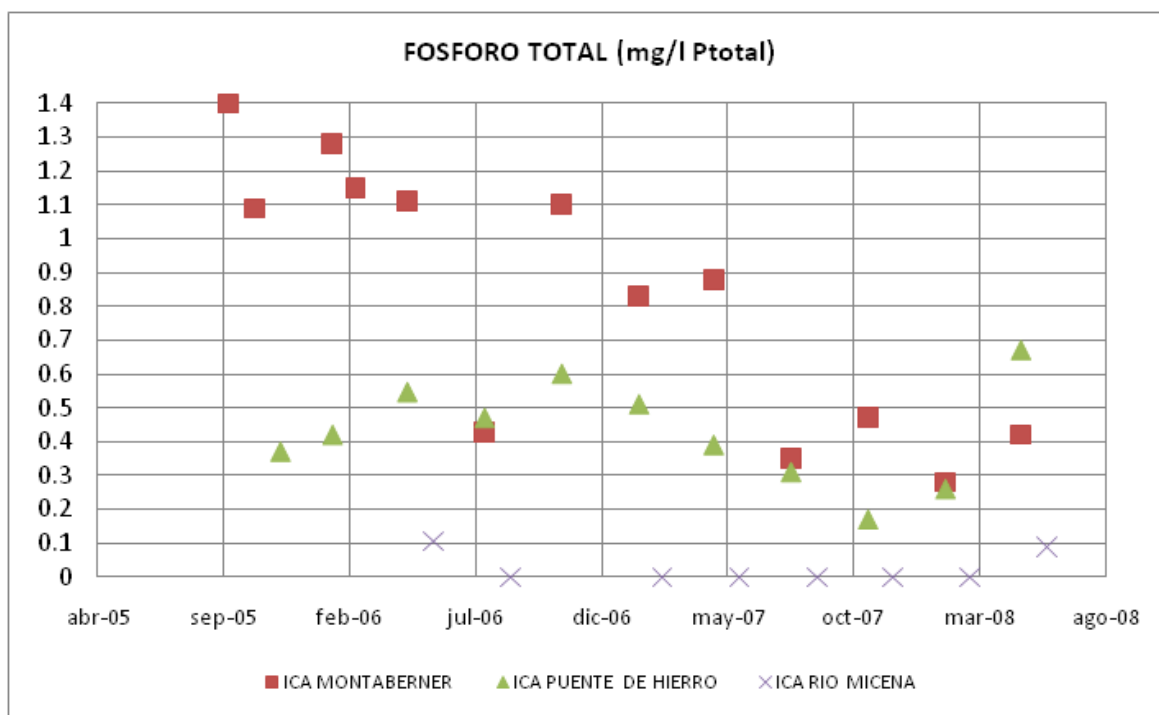


Gráfico 34. Concentraciones de Fósforo Total medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro y Río Micena.

Las concentraciones promedio en las ICA son, río Albaida (ICA Monteberner) de 0,77 mg/l, río Clariano (ICA Puente de Hierro) 0,48 mg/l y Río Micena 0,024 mg/l. Según se analiza en este grafico se podría decir que los vertimientos con concentraciones de fósforo son mayores en el Río Albaida, en relación con los ríos Clariano y Micena, ya que los datos que se tienen son mayores en el punto de estación de dicho río.

También se observa que las concentraciones en los primeros años analizados en el Río Albaida superan los 1 mg/l y van disminuyendo hasta valores por debajo de 0.5 mg/l.

En la ICA de Puente de Hierro sobre el Río Clariano, se analiza el comportamiento del fósforo total en aumento para los años 2005 al 2006 y del 2007 al 2008. Y una disminución a finales del año 2006 hasta finales del 2007.

Un análisis más de las concentraciones de fósforo presente en el agua es la relación de aumento de concentraciones en los meses de verano, lo que podría decirse que son debido a regadíos.

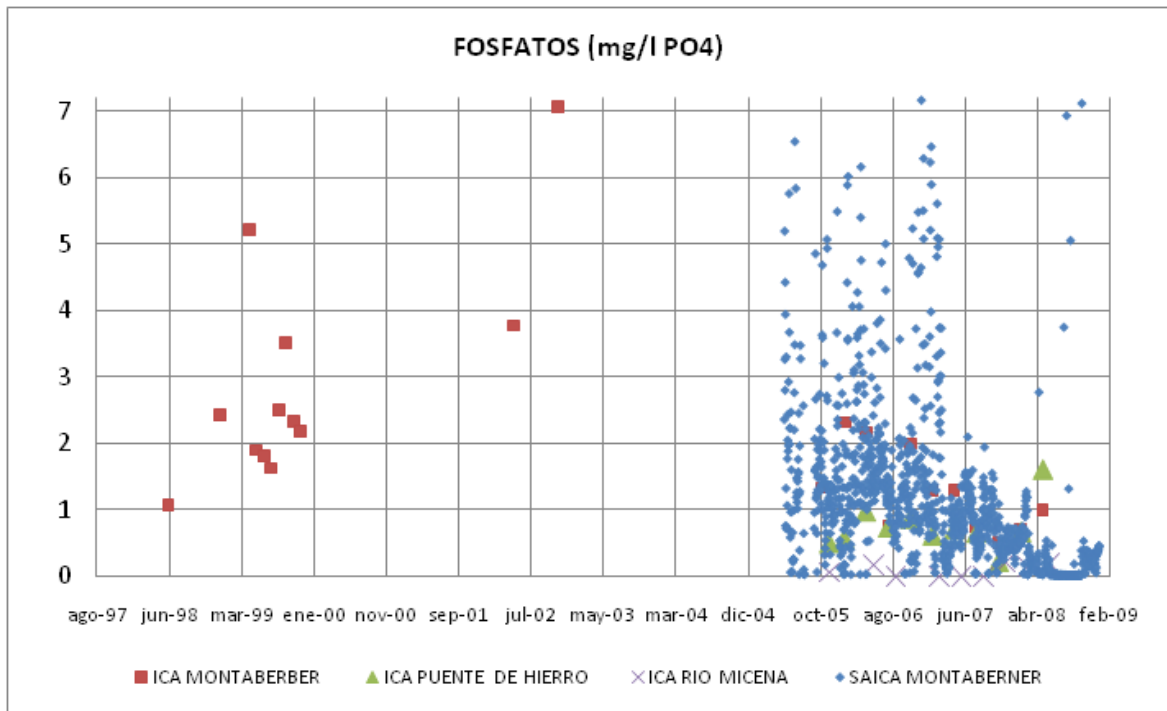


Gráfico 35. Concentraciones de Fosfatos medidas en las ICA de Montaberner, Puente de Hierro Río Micena y SAICA Montaberner.

Los fosfatos solo se podrán evaluar en la ICA de Montaberner ya que en las otras dos ICA faltan datos y los pocos valores que se tienen de la ICA de Puente de Hierro y del Río Micenas, son valores de menor concentración con respecto a la analizada.

Los valores de Fosfatos en la ICA de Montaberner en su mayoría sobrepasan los 1 mg/l, y tienen un valor medio de 2.1 mg/l. Además se observa claramente como hay un incremento en las concentraciones entre 1998 y 2000. Y una disminución en la concentración en los años de 2005 al 2008.

Se analizaron las concentraciones de fosfatos medidas en mg/l Fósforo y los valores obtenidos en la ICA de Montaberner están en su mayoría por encima de los 0.5 mg/l de P hasta 2.3 mg/l P. y los medidos en las ICA de Puente de Hierro y Río Micena están por debajo de dicho valor.

Para la SAICA de Montaberner el valor medio de fosfatos es de 1.23 mg/l, este parámetro está medido desde el año 2005.

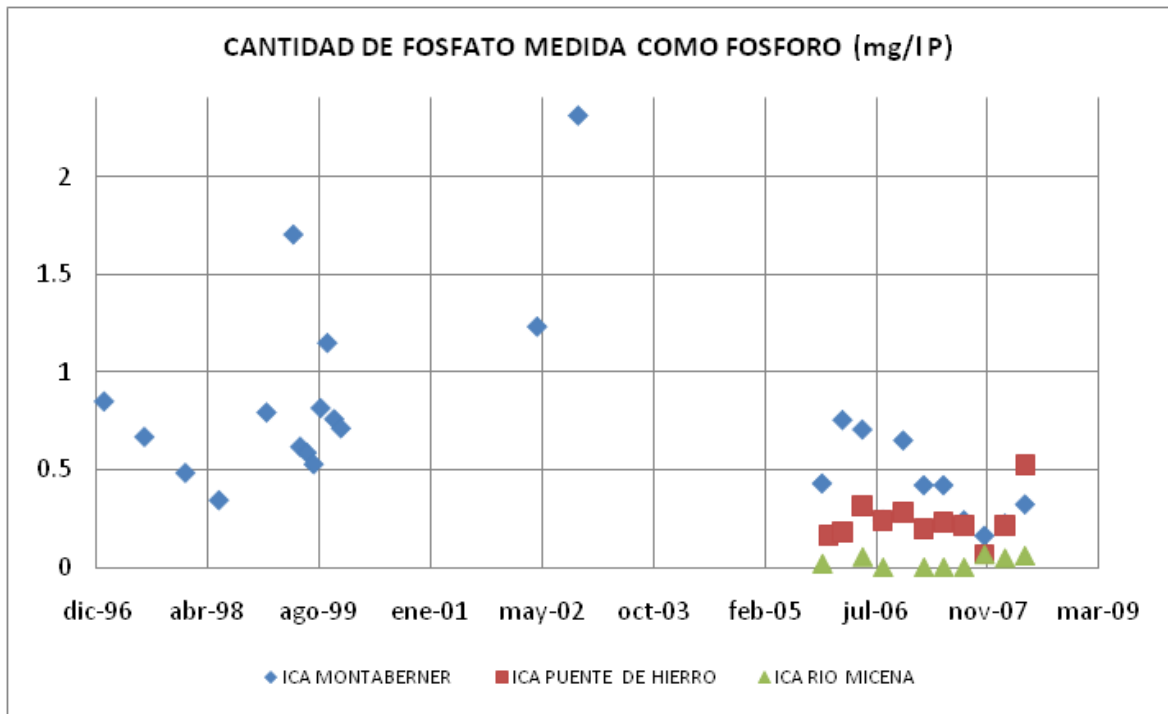


Gráfico 36. Concentraciones de Fosfatos en miligramo fósforo litro medidas en las ICA de Monteberner, Puente de Hierro y Río Micena.

6. HERRAMIENTA PARA EL DARROLLO DEL MODELO

En este tema se pretende hacer una breve descripción de la herramienta GESCAL utilizada para la elaboración de la modelación del embalse de Bellús.

La herramienta GESCAL permite el desarrollo de modelos de calidad del agua sobre modelos de simulación de sistemas de recursos hídricos previamente desarrollados con el módulo SIMGES. Aunque la calidad de agua se ha considerado en todos los posibles elementos de la modelación de la simulación la modelación de los procesos físico – químicos y biológicos que afectan a la calidad se considera exclusivamente en los elementos de tramos de río (o canales) y embalses (o lagos). La característica fundamental, de esta herramienta, es la posibilidad de modelar tanto embalses como tramos de río en una misma aplicación y de una forma integrada con el resto de elementos del sistema. Así, de esta forma, la calidad en un tramo de río o en un embalse no sólo depende de los procesos que se producen sino también de la gestión del sistema y de la calidad de los diferentes elementos que tengan relación con el elemento en cuestión. Los constituyentes que se pueden modelar son los siguientes:

- Temperatura.
- Contaminantes arbitrarios
- Oxígeno disuelto y Materia Orgánica Carbonosa (MOC).
- Ciclo del nitrógeno: nitrógeno orgánico, amonio y nitratos. Y su afección sobre el oxígeno disuelto.
- Eutrofización: ciclo del nitrógeno, fitoplancton (como clorofila-a, fósforo orgánico e inorgánico; y su afección sobre el oxígeno disuelto.

6.1. Modelación en embalses.

El programa GESCAL permite la modelación de la calidad del agua en los embalses con las siguientes características:

- Se ha concebido la posibilidad de modelarlos en dos capas representando el epilimnion y el hipolimnion o como un sólo elemento de mezcla completa. Esta consideración puede ser variable según el mes de simulación.
- En los embalses se establece, de forma variable mensualmente, la cota de la termoclina y el reparto de entradas y salidas entre ambas capas. Además el programa, de forma automática, estima si el volumen no es suficiente para que se produzca la estratificación térmica y la elimina.
- Cuando se modela de forma estratificada se considera la difusión entre las dos capas.

- Debido a la variabilidad del volumen de los embalses a lo largo del tiempo se realiza una estimación de la calidad de forma dinámica.
- Además se incluye, para todos los contaminantes, la posibilidad de introducir flujos de constituyentes desde el sedimento. Esto permite modelar demandas de oxígeno disuelto desde el sedimento, aporte de nutrientes, etc.

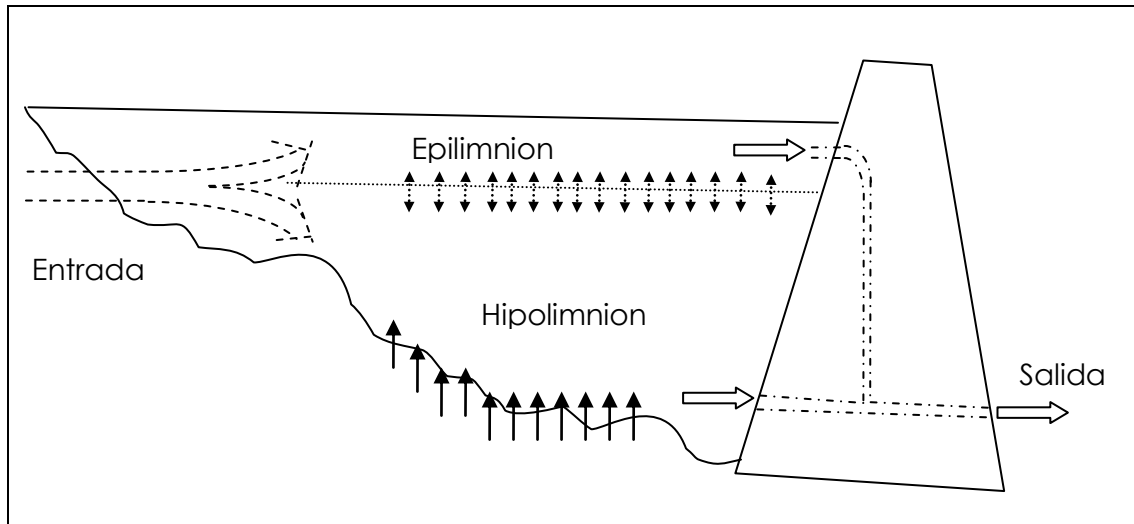


Ilustración 2. Esquema de la modelación de la calidad en embalses

6.1.1. Formulación general para embalses.

La estimación de las concentraciones de cada constituyente pasa por la resolución de un sistema de ecuaciones diferenciales que es común para todos los constituyentes excepto un sumando. Este sistema de ecuaciones diferenciales es el siguiente:

$$V_1 \frac{dC_1}{dt} + C_1 \frac{dV_1}{dt} + C_{1/2} \frac{dV}{dt} = Q_{1e} C_e - Q_{1s} C_1 + E'_{12} (C_2 - C_1) + \sum W_i \quad (1)$$

$$V_2 \frac{dC_2}{dt} + C_2 \frac{dV_2}{dt} + C_{1/2} \frac{dV}{dt} = Q_{2e} C_e - Q_{2s} C_2 + E'_{12} (C_1 - C_2) + Sed + \sum W_{i2} \quad (2)$$

Donde:

- El subíndice “1” representa el epilimnion o capa superior; el subíndice “2” el hipolimnion o capa inferior;
- V_1 y V_2 son los volúmenes de las capas (m^3); V es la ganancia o pérdida (si es negativo) de volumen del epilimnion sobre el hipolimnion debido al calentamiento o enfriamiento a lo largo del mes (m^3);
- C_1 y C_2 son las concentraciones de cada capa (M/V); $C_{1/2}$ es la concentración del hipolimnion si el incremento de volumen es negativo y del epilimnion si es positivo ($mg\ l^{-1}$);
- C_e es la concentración del agua de entrada ($mg\ l^{-1}$); t representa la variable tiempo;
- Q_{1e} y Q_{2e} son las entradas de caudal en el intervalo de tiempo ($m^3 t^{-1}$);

- Q_{1s} y Q_{2s} son las salidas en el intervalo de tiempo (m^3t^{-1});
- Sed es el flujo de constituyente desde el sedimento (M/T); W_{i1} y W_{i2} son el conjunto de procesos de degradación o aporte de constituyente en la masa de agua.
- E'_{12} representa el coeficiente de dispersión entre ambas capas (m^3t^{-1}). El cual se estima de la siguiente forma:
- $$E'_{12} = \frac{E_{12}A_{12}}{Z_{12}} \quad (3)$$

Donde: E_{12} representa la difusión vertical (m^2t^{-1});

- A_{12} es el área entre las dos capas (m^2);
- Z_{12} es la cota de la termoclina (m).
- Para el caso de una modelación como una sola celda completamente mezclada la ecuación a resolver es la siguiente:

$$V_1 \frac{dC_1}{dt} + C_1 \frac{dV_1}{dt} = Q_{1e}C_e - Q_{1s}C_1 + \sum W_i \quad (4)$$

6.1.2. Hidráulica de Embalses.

Para la modelación de un embalse en dos capas, que representan el epilimnion y el hipolimnion, se necesita definir los siguientes datos:

- Tanto por uno de entrada al epilimnion. Definido de forma variable para cada mes.
- Tanto por uno de salidas desde el epilimnion. Definido de forma variable en cada mes.
- Cota de la termoclina. Definida de forma variable mes a mes.
- Evolución del coeficiente de difusión entre capas a lo largo del año (mensual).

El proceso hidráulico en los embalses consta de una serie de comprobaciones que define si la modelación se realiza como un tanque completamente mezclado o en dos capas. El proceso es el siguiente:

- Para cada mes si el dato de la cota de la termoclina es nulo el embalse se modelará como un único elemento completamente mezclado.
- Si por el contrario, la cota es superior a cero, la siguiente tarea es comprobar si hay suficiente volumen de agua para que se produzca esta estratificación. Cuando los volúmenes de embalse son muy bajos se rompe la estratificación debido a que las turbulencias inducidas por el viento, los aportes y el vaciado. Para tener en cuenta este efecto en el archivo de constantes se incluye un parámetro denominado “coeficiente de termoclina”. Este coeficiente, introducido en tanto por uno, se multiplica por la altura del embalse. Si la cota de la termoclina es inferior a ese valor entonces se considera que no hay suficiente volumen para que se produzca la estratificación por lo que ese mes se modelará

como mezcla completa. Si por el contrario hay suficiente volumen para que se dé la estratificación térmica, el siguiente paso es la estimación de los volúmenes iniciales y finales de las capas del embalse. Para ello, a partir de los datos introducidos en el modelo de simulación de la curva cota – superficie – volumen del embalse se estima la altura de la termoclina y los volúmenes del epilimnion e hipolimnion tanto a inicio como a final de mes.

- Finalmente se hace la comprobación de que ninguno de los volúmenes finales sean nulos. Si se da este caso se modelará como mezcla completa.

La siguiente figura muestra un diagrama del proceso:

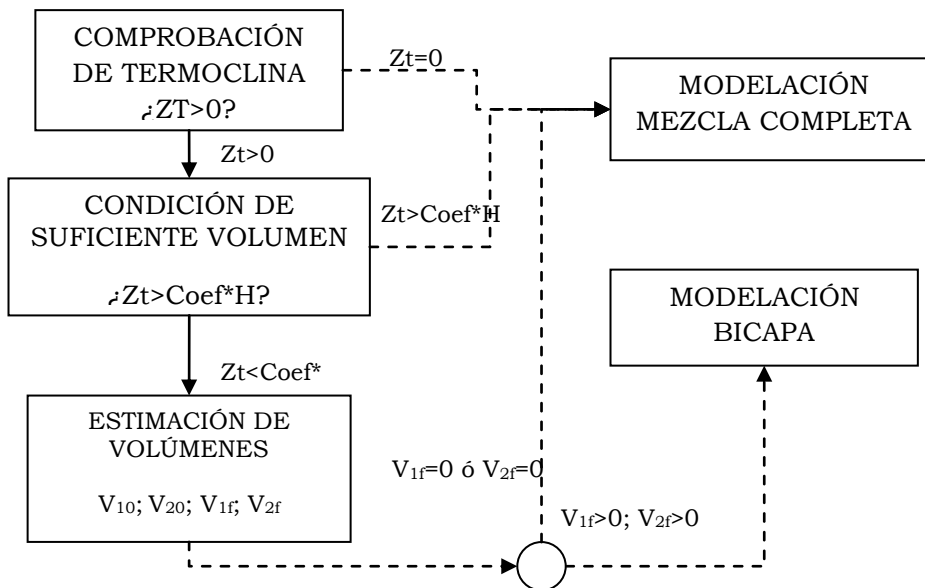


Ilustración 3. Estructura del cálculo hidráulico en los embalses considerada en GESCAL

En la figura:

- Z_t es la altura de la termoclina definida por el usuario;
- Coef es el coeficiente definido como mínimo para que se produzca la estratificación;
- H es la profundidad del embalse;
- V_{10} es el volumen inicial del epilimnion;
- V_{20} es el volumen inicial del hipolimnion;
- V_{1f} es el volumen final del epilimnion;
- V_{2f} es el volumen final del hipolimnion.

La modelación de la calidad dentro de cada mes se realiza resolviendo las ecuaciones planteadas para cada constituyente en diferenciales de tiempo.

El volumen de embalse en cada intervalo de tiempo se obtiene asumiendo una evolución lineal entre el volumen inicial y final de cada mes.

Debido a que la modelación de la calidad del agua de los embalses se realiza de forma dinámica, en los tramos de río se consideran condiciones

estacionarias. Por ello, una vez estimada la evolución de la calidad del embalse en un mes, a los tramos de río de aguas abajo se les introduce un sólo valor, correspondiente a la media de todos los valores calculados para el embalse en ese mes.

6.1.3. *Dispersión entre capas.*

El valor de la dispersión entre las dos capas puede ser estimado a través de la relación propuesta por Snodgrass (1974):

$$E_{12} = 7.07 * 10^{-4} H^{1.1505} \quad (5)$$

Donde H es la altura de la termoclina (m).

Los coeficientes establecidos por Snodgrass pueden ser modificados en el archivo de constantes.

6.1.4. *Casos particulares.*

Se caracterizan como casos particulares las situaciones especiales en las que no se resuelve las ecuaciones diferenciales para obtener las concentraciones finales e intermedias del embalse en algún mes. Estas situaciones son:

- Volumen inicial y final de un mes nulos. En este caso se consideran las concentraciones finales (para epilimnion e hipolimnion) nulas. Las concentraciones parciales del epilimnion se consideran iguales a las de las posibles entradas que pudieran haber ese mes. Las concentraciones parciales del hipolimnion se consideran nulas
- Volumen inicial nulo y volumen final no nulo. En este caso, para el epilimnion tanto las concentraciones parciales como las finales se consideran iguales a las de la entrada al embalse. Para el hipolimnion ambos tipos de concentración se consideran nulos. El volumen final del embalse se consideran perteneciente al epilimnion.
- Volumen inicial no nulo y volumen final nulo. En este caso las concentraciones finales de ambas capas con nulas. Las concentraciones parciales del epilimnion se obtienen mediante un balance de masas entre la calidad del agua a inicio de mes y las de entrada. Para el hipolimnion se consideran concentraciones parciales nulas.
- El pasó de un mes modelado como una sola capa al siguiente mes en donde se modelan dos capas se asumen que las dos capas comienzan el mes con la concentración final de la capa del mes anterior.
- Para el caso contrario, en el cual se pasa de un mes con modelación en dos capas a un mes con modelación con una sola capa, la concentración inicial se obtiene mediante un balance de masas entre el epilimnion y el hipolimnion.

Hay que tener en cuenta que el programa en caso de modelarse como una sola capa se considera que está modelando el epilimnion manteniendo el hipolimnion con valores nulos tanto en volumen como en concentración.

6.2. Constituyentes y procesos modelados.

Los constituyentes que se pueden modelar son los siguientes: Arbitrarios (Conductividad, Sólidos suspendidos), Materia Orgánica Carbonosa, Oxígeno disuelto, Nitrógeno orgánico, Amonio, Nitratos, Fitoplancton, Fósforo Orgánico y Fosfatos. Como se puede ver la herramienta se ha enfocado a la modelación de los constituyentes más comunes de aguas superficiales incluyendo procesos de eutrofización.

A continuación se explica para cada uno de ellos los procesos que se consideran y sus relaciones con el resto.

6.2.1. Contaminantes arbitrarios.

Para los contaminantes arbitrarios se considera un proceso de descomposición modelado mediante una cinética de primer orden y un proceso de sedimentación de la parte particulada.

$$\sum W_i = -K(\theta^{T-20})C - \frac{VS}{h}C \quad (6)$$

Donde:

- K representa la constante de descomposición a 20 °C (día⁻¹);
- θ es el coeficiente por corrección de temperatura;
- la sedimentación se considera mediante un parámetro VS que representa la velocidad de sedimentación del constituyente (m día⁻¹);
- h es el calado del río (m);
- C representa la concentración del contaminante en el río (mg l⁻¹).

Para considerar un contaminante como conservativo basta con considerar nulos la constante de descomposición y la velocidad de sedimentación. Por otra parte en los embalses que se modelen estratificados el término de sedimentación del epilimnion aparece como sumando para el hipolimnion.

6.2.2. Materia orgánica, oxígeno disuelto y procesos de eutrofización.

Para la modelación del oxígeno disuelto se consideran tres posibles niveles incrementales de complejidad. La opción más sencilla tiene en cuenta la modelación de la MOC y el oxígeno disuelto. El segundo grado de complejidad considera adicionalmente el ciclo del nitrógeno. Las diferentes formas consideradas son nitrógeno orgánico, amonio y nitratos. Finalmente el último nivel de complejidad permite la modelación de la MOC, el ciclo del nitrógeno, fitoplancton, el fósforo (orgánico y soluble reactivo), sus relaciones y las afecciones sobre el oxígeno disuelto.

De esta forma la modelación de la materia orgánica carbonosa queda englobada dentro de la modelación del proceso de eutrofización. Las diferentes formas de planteamiento pueden verse en los siguientes esquemas. La siguiente figura muestra los procesos considerados en la opción de modelación de un problema de eutrofización.

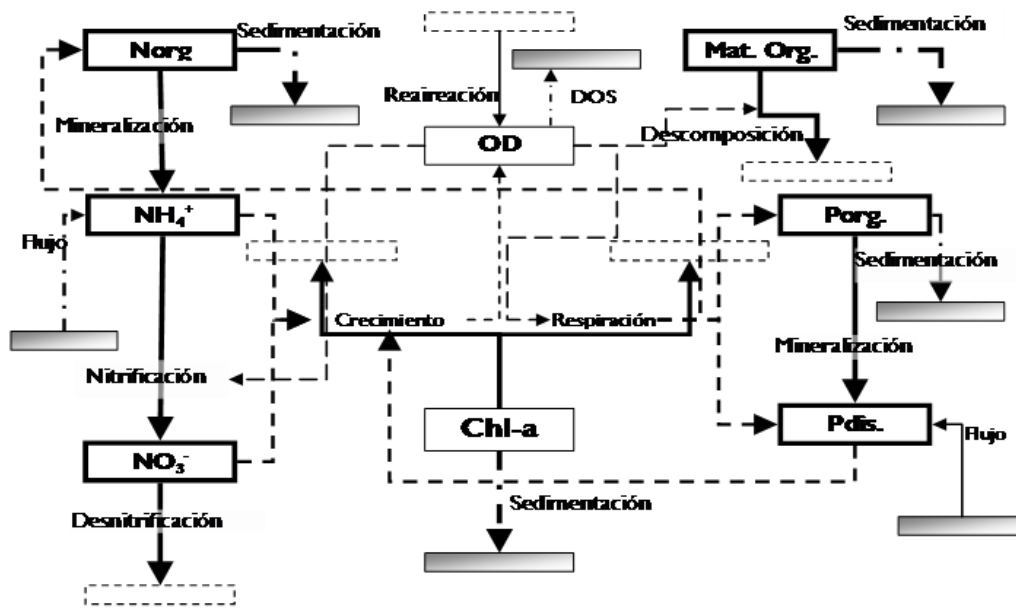


Ilustración 4. Procesos considerados en la modelación de un problema de eutrofización.

6.2.2.1. Materia Orgánica Carbonosa.

Para la modelación de la MOC se tiene en cuenta la degradación por microorganismos aeróbicos heterótrofos y la sedimentación de la parte particulada.

$$\sum W_i = -K_d \theta_d^{T-20} \frac{O}{O + K_{d1/2}} L - \frac{VS_L}{h} L \quad (7)$$

En donde:

- L es la concentración de MOC en el río (M/V);
- K_d es la constante de degradación (T^{-1});
- θ_d es la constante por corrección de la temperatura de la constante K_d ;
- VS_L es la velocidad de sedimentación ($m\acute{d}ia^{-1}$);
- h es la altura de la masa de agua;
- T es la temperatura de la masa de agua.

6.2.2.2. Nitrógeno orgánico.

Para el nitrógeno orgánico se consideran los procesos de amonificación y sedimentación:

$$\sum W_i = -K_{Noa} \theta_{noa}^{T-20} N_o - \frac{VS_{No}}{h} N_o + r_{na} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A \quad (8)$$

Donde:

- K_{noa} representa la constante de amonificación (día⁻¹);
- θ_{noa} representa el coeficiente de corrección de la constante anterior por temperatura; N_o es la concentración de nitrógeno orgánico en el río (MT⁻¹);
- VS_{NO} velocidad de sedimentación del nitrógeno orgánico (mdía⁻¹);
- r_{na} representa el contenido de nitrógeno en la algas (mgN/mgA).

El último término sólo se considera en la opción en que se modele el fitoplancton representando la aportación debido a la respiración del mismo.

6.2.2.3. Amonio.

Los procesos considerados sobre el amonio han sido el incremento de concentración por la amonificación del nitrógeno orgánico y la disminución de la misma por la nitrificación. La nitrificación se ha considerado en su totalidad incluyendo el paso de amonio a nitritos y de estos a nitratos.

$$\sum W_i = +K_{Noa} \theta_{Knoa}^{T-20} N_o - \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{n1/2}} \right) N_a + -r_{na} F_n K'_g A \quad (9)$$

En donde:

- N_a representa la concentración de amonio (NH₄⁺) en el río (mg^l-¹);
- K_{Nai} es la constante de nitrificación de paso a nitritos (día⁻¹);
- θ_{nai} es la corrección por temperatura de la constante de nitrificación;
- $K_{n1/2}$ es la constante de semisaturación del nitrógeno (mg^l-¹);
- O es la concentración de oxígeno disuelto. F_n representa el factor de preferencia por el amonio frente a los nitratos;
- r_{na} es el coeficiente estequiométrico (mgN/mgA);
- K'_g es la constante de crecimiento de fitoplancton teniendo en cuenta el factor corrector por temperatura, limitación de nutrientes y atenuación de la luz (día⁻¹);
- A es la concentración de clorofila-a (mg^l-¹).

El último término sólo se considera en la opción en que se modele el conjunto global. El efecto de la reducción de nitrificación por condiciones anóxicas se ha considerado corrigiendo la constante con un factor dependiente de la concentración del oxígeno disuelto y una constante de semisaturación.

6.2.2.4. Nitritos y Nitratos.

Los nitratos y nitritos se modelan de forma conjunta debido a la rapidez con que los primeros se oxidan a la forma más reducida. En el proceso de modelación de los nitratos se tiene en cuenta el efecto del incremento de concentración por la transformación de amonio y la disminución de los mismos por posibles procesos de desnitrificación y crecimiento del fitoplancton.

$$\sum W_i = \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{nai/2}} \right) N_a - \left(K_{no3} \theta_{no3}^{T-20} \frac{O + K_{no3/2}}{O} \right) N_{o3} - r_{na} (1 - F_n) K'_g A \quad (10)$$

Donde:

- N_{o3} es la concentración de nitratos ($\text{mg l}^{-1} \text{ -N}$);
- K_{no3} representa la constante de desnitrificación (día^{-1});
- θ_{no3} es el factor de corrección de temperatura para la constante anterior;
- $K_{No31/2}$ representa la constante de semisaturación para tener en cuenta que la desnitrificación sólo se produce en momentos de anoxia.

6.2.2.5. Fitoplancton.

Para la modelación del fitoplancton se tienen en cuenta los procesos de crecimiento y respiración así como de sedimentación de las mismas. El crecimiento de las algas viene condicionado por la temperatura, el factor lumínico y la disponibilidad de nutrientes. Con ello se plantea la siguiente ecuación:

$$\sum W_i = +[K'_g - K_{resp} \theta_{resp}^{T-20}] A - \frac{VS_A}{h} A \quad (11)$$

Obteniéndose la constante de crecimiento corregida, K'_g , de la siguiente forma:

$$K'_g = K_{g \max} \cdot \theta_g^{T-20} \cdot F_l \cdot F_N \quad (12)$$

Donde:

- $K_{g \max}$ es la constante máxima de crecimiento de fitoplancton a 20 °C (día^{-1});
- θ_g corrección por temperatura del crecimiento de fitoplancton;
- F_l es el factor de atenuación lumínica de variación mensual;
- F_N es el factor por limitación de nutrientes;
- K_{resp} representa la constante de respiración y muerte de las algas (día^{-1});
- θ_{resp} es el coeficiente de corrección por temperatura;

- VS_A es la velocidad de sedimentación de las algas (mdía^{-1}).

La limitación de nutrientes se considera como el mínimo de los términos de limitación de nitrógeno y fósforo. Para estimar cada uno de ellos se utiliza la expresión de Michaelis-Menten.

$$\text{Min}\left(\frac{N_{\text{ai}o3}}{N_{\text{ai}o3} + K_{\text{NF}1/2}}; \frac{P}{P + K_{\text{P}1/2}}\right) \quad (13)$$

- $N_{\text{ai}o3}$ representa la concentración de nitrógeno inorgánico (mg l^{-1});
- $K_{\text{NF}1/2}$ es la constante de semisaturación del nitrógeno;
- P es la concentración de fosfatos en el tramo de río (mg l^{-1});
- $K_{\text{P}1/2}$ es la constante de semisaturación para el fósforo (mg l^{-1});

El factor introducido para tener en cuenta la limitación lumínica para el crecimiento de fitoplancton se determina a partir de la atenuación lumínica con la profundidad mediante la ley de Beer - Lambert y del efecto del nivel de luminosidad sobre el crecimiento.

La ecuación de Beer - Lambert permite obtener la intensidad luminosa a una determinada profundidad:

$$I_z = I_0 \cdot e^{-K_e \cdot z} \quad (14)$$

Donde:

- I_0 es intensidad luminosa en superficie (langleys/día), de la cual se emplea el rango de luz visible que corresponde aproximadamente a un 50% de la radiación solar incidente;
- K_e es el coeficiente de extinción lumínica. Este coeficiente, K_e , introduce el efecto de autoatenuación lumínica mediante la expresión:

$$K_e = K_{e_0} + \alpha_{\text{at}} \cdot A \quad (15)$$

Donde:

- K_{e_0} representa el coeficiente de extinción lumínica del agua (m^{-1});
- α_{at} es el coeficiente de extinción lumínica específico del fitoplancton ($\text{Lmg}^{-1}\text{m}^{-1}$) y
- A concentración de clorofila **a** (mgL^{-1}).

El efecto del nivel de luminosidad sobre el crecimiento se puede introducir mediante curvas de saturación o de fotoinhibición. La formulación empleada en este estudio es la de fotoinhibición, que sigue la ley de Steele:

$$FL = \frac{I}{I_s} \cdot e^{\left(1 - \frac{I}{I_s}\right)} \quad (16)$$

Donde I (langleys) es la intensidad luminosa e I_s (langleys) la intensidad luminosa de saturación.

Integrando las dos ecuaciones anteriores junto con una función que introduzca la variación de luz a lo largo del día, llamada fotoperíodo (f) y teniendo en cuenta que el modelo trabaja con dos capas, se puede calcular el factor lumínico para cada una de las capas según las siguientes expresiones:

$$FL_1 = \frac{e \cdot f}{Ke \cdot H_1} \cdot \left(e^{-I_0 \cdot \frac{AI_0}{I_{sat}} \cdot e^{-Ke \cdot H_1}} - e^{-I_0 \cdot \frac{AI_0}{I_{sat}} \cdot e^{-Ke \cdot 0}} \right) \quad (17)$$

$$FL_2 = \frac{e \cdot f}{Ke \cdot H_2} \cdot \left(e^{-I_0 \cdot \frac{AI_0}{I_{sat}} \cdot e^{-Ke \cdot H_2}} - e^{-I_0 \cdot \frac{AI_0}{I_{sat}} \cdot e^{-Ke \cdot H_1}} \right) \quad (18)$$

6.2.2.6. Fósforo orgánico.

Sobre el fósforo orgánico se considera el efecto de la respiración del fitoplancton, la mineralización del mismo a la forma inorgánica y la sedimentación. Con estas consideraciones la ecuación queda de la siguiente forma:

$$\sum W_i = -K_{mp} \theta_{mp}^{T-20} P_{or} + f_p r_{pa} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A - \frac{VS_{or}}{h} P_{or} \quad (19)$$

Donde:

- P_{or} es la concentración de fósforo orgánico (mg l^{-1}).
- K_{mp} representa la constante de mineralización del fósforo orgánico (día^{-1});
- θ_{mp} es el coeficiente de corrección por temperatura de la constante de mineralización; r_{pa} es el coeficiente estequiométrico (mgP/mgA);
- VS_{or} es la velocidad de sedimentación del fósforo orgánico (mdía^{-1});
- f_p es la fracción de fósforo orgánico que se genera en la respiración del fitoplancton.

6.2.2.7. Fosfatos.

Sobre los fosfatos se considera el efecto de mineralización de la forma orgánica y el del crecimiento del fitoplancton.

$$\sum W_i = +K_{mp}\theta_{mp}^{T-20}P_{or} - r_{pa}K_g'A + (1-f_p)r_{pa}K_{resp}\theta_{resp}^{T-20}A \quad (20)$$

Donde: P representa la concentración de fósforo inorgánico en el río (mg^l-¹).

6.2.2.8. Oxígeno disuelto.

Para la modelación del oxígeno disuelto se consideran los siguientes procesos:

- Consumo de oxígeno disuelto en el proceso de degradación de materia orgánica carbonosa.
- Consumo de oxígeno disuelto en el proceso de nitrificación
- Consumo de oxígeno en la respiración del fitoplancton.
- Producción del mismo en el proceso de crecimiento mediante la fotosíntesis.

$$\begin{aligned} \sum W_i = & +K_a\theta_{Ka}^{T-20}(O_{sat} - O) - K_d\theta_d^{T-20}L - \\ & - r_a \left(K_{Nai}\theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{n1/2}} \right) N_a + \\ & + r_{ocrec} \left(K_{g\max}\theta_g^{T-20} F_i \text{Min} \left(\frac{N_{ai\o3}}{N_{ai\o3} + K_{NF1/2}}; \frac{P}{P + K_{P1/2}} \right) \right) A - r_{oresp} K_{resp}\theta_{resp}^{T-20} A \end{aligned} \quad (21)$$

Donde:

- es la concentración de oxígeno disuelto en el río (mg^l-¹);
- O_{sat} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto (mg^l-¹);
- K_a es la constante de reaireación (día⁻¹);
- θ_a se factor de corrección por temperatura;
- r_a representa el consumo de oxígeno por oxidación de amonio (mgO/mgN) ;
- r_{ocrec} y r_{oresp} representan el oxígeno producido y consumido por el crecimiento de las algas y la respiración.

Cada una de las líneas de la fórmula representa los términos que se añaden según la consideración de modelación que se realice: modo sencillo (sólo oxígeno disuelto y materia orgánica), modo medio en donde se incluye el ciclo del nitrógeno y modo completo en donde se incluye el efecto del fitoplancton y del fósforo.

La saturación de oxígeno disuelto se estima a partir de la temperatura del tramo de río utilizando la ecuación propuesta en (APHA, 1992)

$$\ln O_{satpo} = -139.34411 + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4}$$

(22)

Donde: T_a es la temperatura del agua en grados Kelvin.

La constante de reaireación puede ser introducida como un dato u obtenerse mediante el método de Covar:

Si la H (profundidad) <0.61 (m) entonces se utiliza la fórmula de Owens-Gibbs:

$$K_a = 5.32 \frac{u^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (23)$$

Donde u es la velocidad en m/s. Si $H > 0.61$ (m) y $H > 3.44 \cdot u^{2.5}$ entonces se utiliza la fórmula de O'Connor-Dobbins:

$$K_a = 3.93 \frac{u^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (24)$$

En cualquier otro caso se utiliza la fórmula de Churchill:

$$K_a = 5.026 \frac{u}{H^{1.67}} \quad (25)$$

7. DESARROLLO DEL MODELO

Se desarrolla un modelo matemático que es la representación matemática de una situación real con los objetivos de describir considerablemente el sistema natural y predecir su comportamiento en el futuro.

La realización de un modelo inicia definiendo el sistema objeto de estudio e identificando las variables que afectan al mismo, dentro del mayor número de datos posibles.

Una vez identificados los parámetros y las variables se define la escala de tiempo en cuanto a la información disponible. El período que se concreto para el embalse es de 8 años, desde el 1 de octubre de 2000 hasta 30 de noviembre 2008.

Luego se establecen los datos de entrada y se recalculan las concentraciones necesarias

Después se realiza la modelación de los fenómenos que afectan a la calidad del agua en el embalse mediante el desarrollo de un modelo bicapa de una celda, de escala temporal mensual, que describa los procesos principales relacionados con la eutrofización de las aguas dentro del embalse.

Una vez hecho el modelo, se compara con los datos observados y se procede a calibrar el modelo, con el fin de obtener resultados lo más cercano posible a la realidad.

7.1. Cálculo de los datos

Para el período a modelar, no se encontraron todos los datos, o los datos no eran congruentes, por lo que se tomó la alternativa de calcular y completar los datos de la siguiente manera:

7.1.1. Cálculo de Volúmenes en el Embalse

Para determinar el comportamiento del sistema en este punto se realizaron balances de volumen y se aplicaron funciones de máximo para obtener el valor óptimo.

El balance de agua se define como el cálculo de los flujos de entrada y salida en el embalse. Como se tienen los datos de explotación, medidos directamente del embalse de volumen embalsado y caudal de salida; a partir de estos se calcularon los datos de caudal de entrada, por la diferencia de volumen embalsado de un día a otro.

Valores de Entradas Recalculadas

$$Vol_EntradaNatural = Vol_Entrada - Vertidos$$

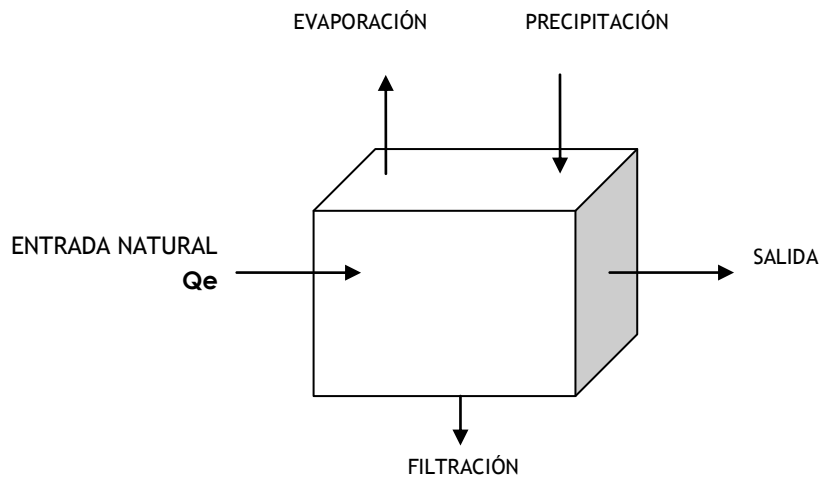
$$Vol_Entrada = MAX[(V_t - V_{t-1} + Salidas + Precipt - Evap); 0]$$

$$Vertidos = \sum Q_{EDARS}$$

Valores de Salidas Recalculadas (Demanda Ficticia)

$$Vol_Salida = V_{t-1} - V_t + EntradasNaturals$$

Si tenemos los datos meteorológicos de evaporación y precipitación, se calcula el caudal de entrada mediante el siguiente Balance.



$$V_t = V_{t-1} + Q_e - Q_s + Rrecpt - Evap - Filt$$

El balance se realizó a escala mensual con los datos hidrológicos que se tienen desde 1 de enero del 2000 hasta 1 de enero del 2009. En este cálculo no se tuvieron en cuenta las filtraciones pero si los datos de precipitación y evaporación en unidades de milímetro por mes, dichos datos de precipitación fueron tomados de la estación meteorológica de Xátiva.

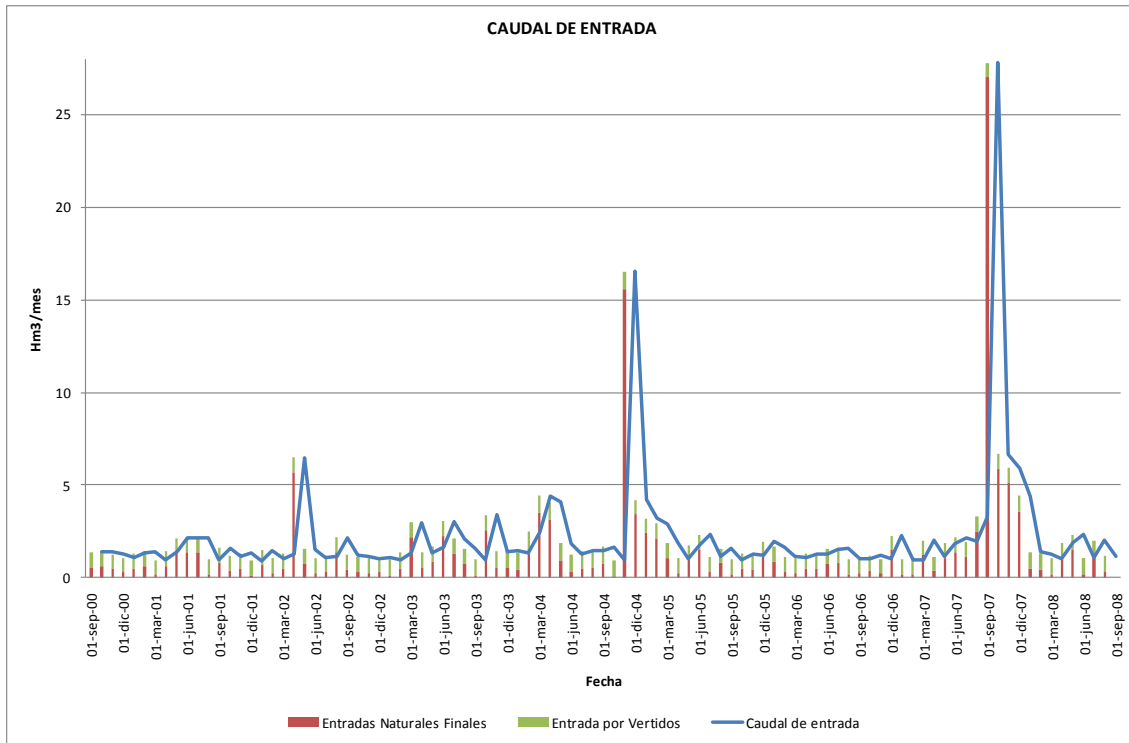


Gráfico 37. Media del Caudal de Entrada (m³/día)

Para una mayor exactitud se recalcularon los datos de volúmenes de entrada al tener en cuenta los vertidos de las EDARs y los vertidos de entrada natural de agua al embalse, la nueva curva de volumen de entrada describe la misma que se había determinado al principio, con los meses de mayor aportación en octubre y meses de menor aportación en verano.

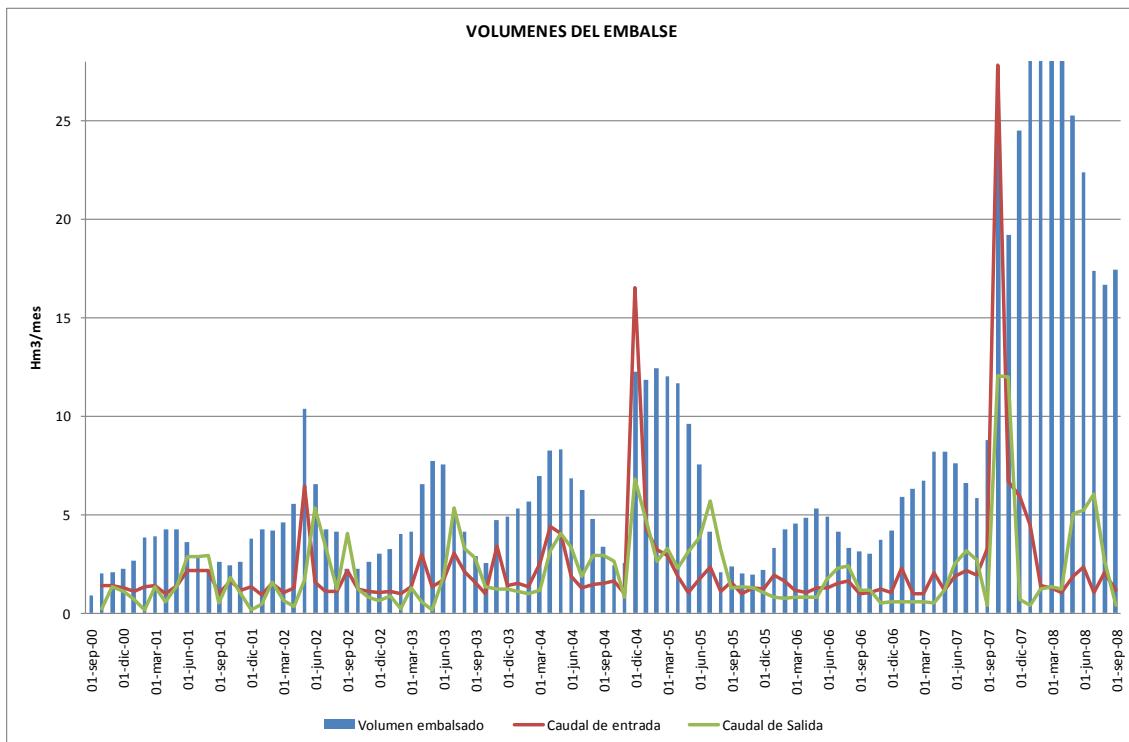


Gráfico 38. Volúmenes del embalse de Bellús

Con los datos de volúmenes embalsados reales, se promediaron mensualmente valores que definen el comportamiento del embalse. La grafica muestra un mayor volumen almacenado en las épocas de primavera, y un menor volumen de represamiento que concuerda con la época de verano como ya sea mencionado anteriormente.

7.1.2. Calculo de concentraciones de entrada

De los datos obtenidos primero se corroboraron los datos de las ICA con los de las SAICA; y se construyó una base de datos con datos existentes. Aquellos datos faltantes se tomaron a partir de los datos de vertidos de las EDARs.

Los datos de entrada se recalcularon teniendo en cuenta los vertidos de las EDARs y los valores aportados por las ICA y las SAICA, a través de un balance de masas de la siguiente manera:

$$C_i = \frac{\sum Q_{EDAR} \times C_{EDAR}}{Q_{EDARS}}$$

$$C_T = \frac{C_N \times Q_{NAT} + C_i \times Q_{EDARS}}{Q_{NAT} + Q_{EDARS}}$$

Donde:

- C_i : Es la concentración obtenida por la aportación de todas las EDARs
- Q_{EDAR} : Caudal de una EDAR
- C_{EDAR} : Concentración de la EDAR
- Q_{EDARS} : La suma de caudales de las EDARs
- C_T : Es la concentración total del cauce natural y de las EDARs
- Q_{NAT} : Caudal Natural

Los datos recalculados pertenecen a las concentraciones de:

- Conductividad
- Fósforo total
- Nitrógeno Total
- DBO5

8. CALIBRACIÓN Y ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

8.1. Calibración

Con la calibración se pretende ajustar los parámetros que interviene en el modelo, lo más exacto posible para que el comportamiento del sistema sea lo más parecido a la realidad.

En esta tesina, se realizó la calibración manual para cada elemento. Ajustando las concentraciones que intervienen en el modelo, cambiando los valores de los parámetros en varias simulaciones; hasta hacer coincidir los valores observados con los simulados, conservando los parámetros en el rango bibliográfico. Los valores de las constantes obtenidos en la calibración, son los siguientes:

Tabla 13. PARÁMETROS OBTENIDOS EN LA CALIBRACIÓN DEL MODELO.

Parámetro		valor	unidad
Constante de reaireación	Ka	0.1	1/d
Constante degradación materia orgánica	Kd	0.2	1/d
Velocidad sedimentación materia orgánica	VsL	0	m/d
Constante degradación nitrógeno orgánico	Knoa	0.02	1/d
Velocidad sedimentación nitrógeno orgánico	VSN _o	0.001	m/d
Constante de nitrificación del amonio	Knai	0.015	1/d
Constante de desnitrificación de los nitratos	Kno ₃	0.001	1/d
Constante crecimiento del fitoplancton	Kg	2.1	1/d
Constante muerte/respiración del fitoplancton	Kresp	0.05	1/d
Velocidad sedimentación del fitoplancton	VSA	0.1	m/d
Constante degradación del fósforo orgánico	Kmp	0.01	1/d
Velocidad sedimentación fósforo orgánico	Vsor	0.001	m/d
Constante degradación de los fosfatos	KPO ₄	0.1	
Intensidad de saturación lumínica		160	
Constante base de la atenuación lumínica		0.3	m/d
Coefficiente atenuación lumínica fitoplancton		20	m/d

La calibración del modelo se realizó para un período de tiempo suficientemente largo, y de esta manera obtener las variaciones de los constituyentes del modelo que intervienen directamente con el proceso de eutrofización. Además se utilizaron los datos reales de las concentraciones para cada profundidad en el embalse, para así obtener una mayor proximidad. También se cuenta con las mediciones de la ICA a la salida del embalse que se comparan con los datos simulados del hipolimnion, ya que el agua de salida del embalse se encuentra en la parte inferior y corresponde a las aguas del hipolimnion.

Del proceso de calibración se destacan las siguientes características:

La calibración de la conductividad, como ya se ha mencionado se modificó a partir del balance de concentraciones iniciales recalculado, por la afectación de los vertidos que las EDARs realizan en el cauce natural. Para poder apreciar la conductividad en el epilimnion se tomaron las concentraciones medidas en las profundidades de z igual a 0, -1, -2, -3 y -4 metros. Y para el hipolimnion las profundidades a partir de los -10 metros de profundidad. Donde se observa un buen comportamiento del modelo para todas las profundidades escogidas. La actuación de este componente se relaciona con la cantidad de volumen embalsado, ya que cuando hay una mayor cantidad de volumen hay un menor registro de conductividad.

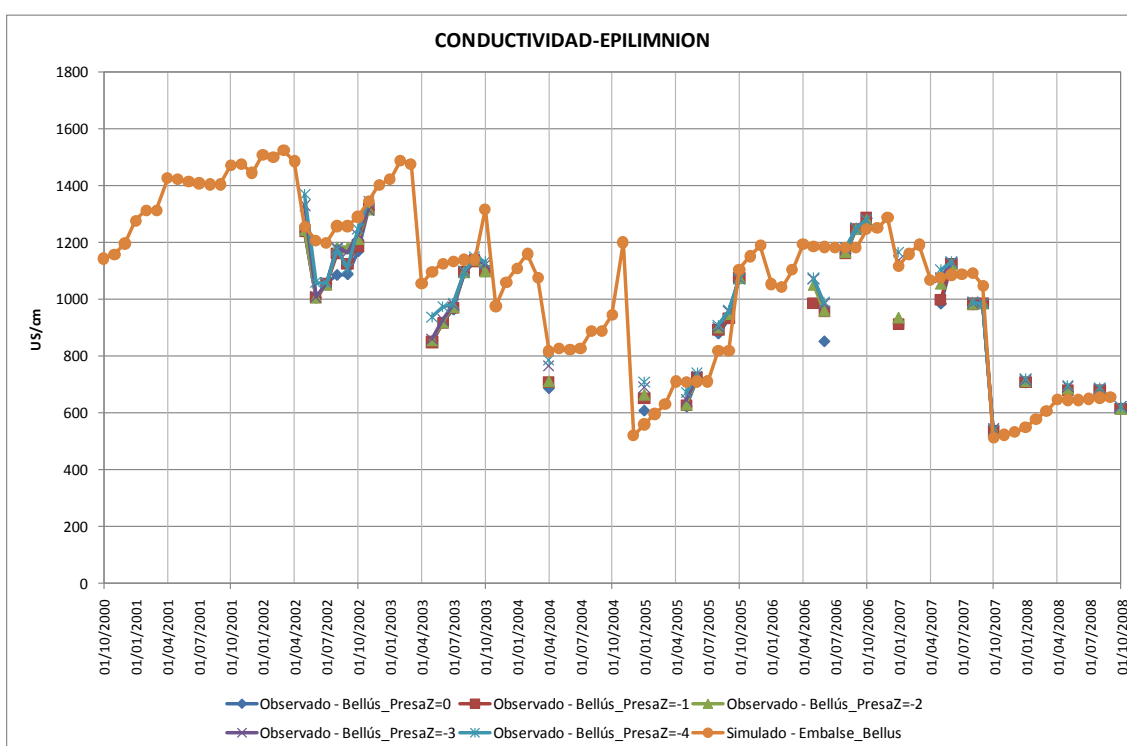


Gráfico 39. Calibración de la Conductividad en el epilimnion del embalse.

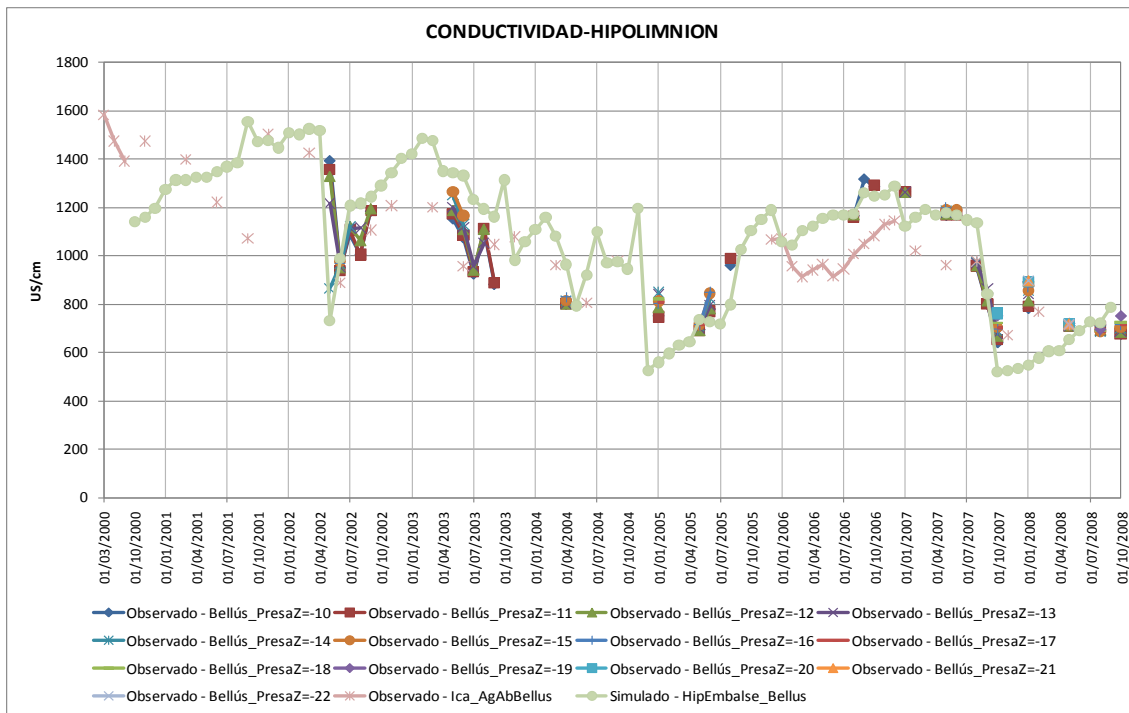


Gráfico 40. Calibración de la Conductividad en el hipolimnion del embalse.

La calibración de los sólidos suspendidos, se comparan los valores de ICA situados aguas abajo del embalse con los datos simulados en el hipolimnion con un valor de velocidad de sedimentación de $v_s=0.35$ y se consigue un ajuste óptimo. No se calibró para el epilimnion, ya que se no tienen datos observados de este contaminante.

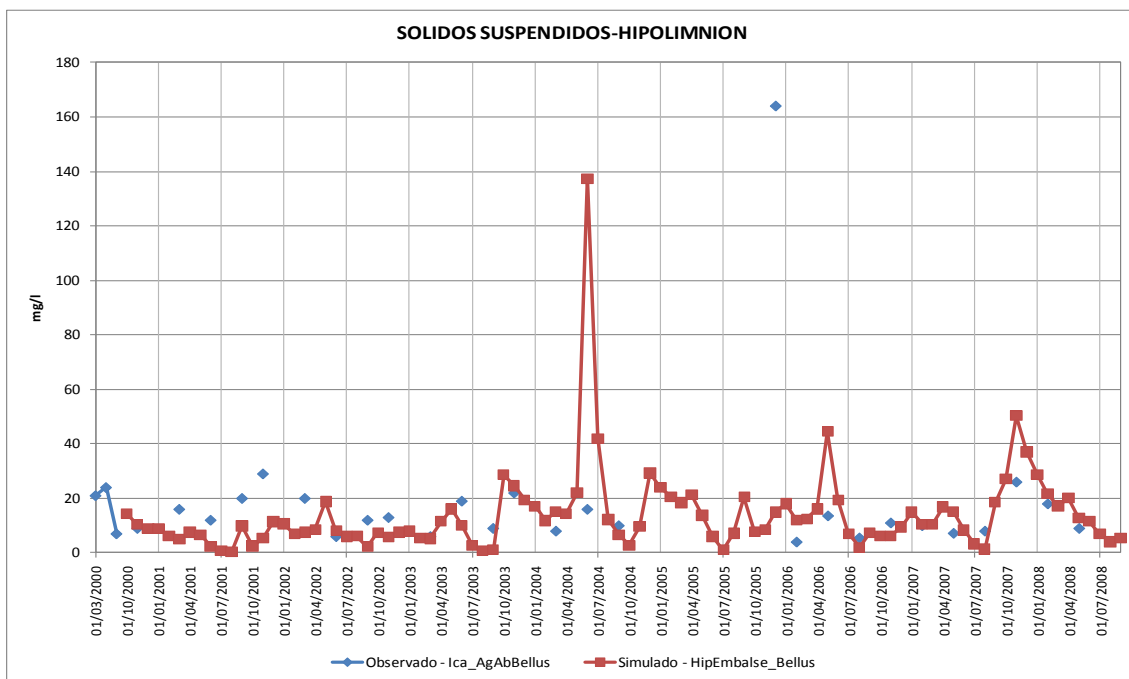


Gráfico 41. Calibración de los sólidos suspendidos en el hipolimnion del embalse.

La calibración del oxígeno disuelto, en el epilimnion no muestra un buen ajuste con los perfiles correspondientes, pero en el hipolimnion se observa que se ajusta mejor al compararlo con la ICA aguas abajo.

Para la calibración de este componente se tuvieron en cuenta la variación de las constantes de reaireación y la constante de descomposición de materia orgánica carbonosa. Y se observa una mejor dinámica del constituyente en el hipolimnion, al mostrarse como hay anoxia en los meses de verano y en los demás meses como está disponible a lo largo del perfil de la columna de agua.

El comportamiento del oxígeno disuelto en el epilimnion describe una mayor concentración para finales de abril principios de mayo, por encima de los 5 mg/l. Y valores muy bajos en los meses de invierno.

La constante de crecimiento del fitoplancton, y la constante de muerte y respiración del fitoplancton, también están muy ligadas al consumo de oxígeno. Tienen mayor efecto ambas variables en el hipolimnion que en el epilimnion.

Los coeficientes y constantes relacionados con la intensidad lumínica también influyen en la disponibilidad el oxígeno ya que las variaciones de temperatura aumentan o disminuyen las concentraciones. Este resultado se determinó luego de hacer varias simulaciones, y se observa con mayor claridad en el análisis de sensibilidad.

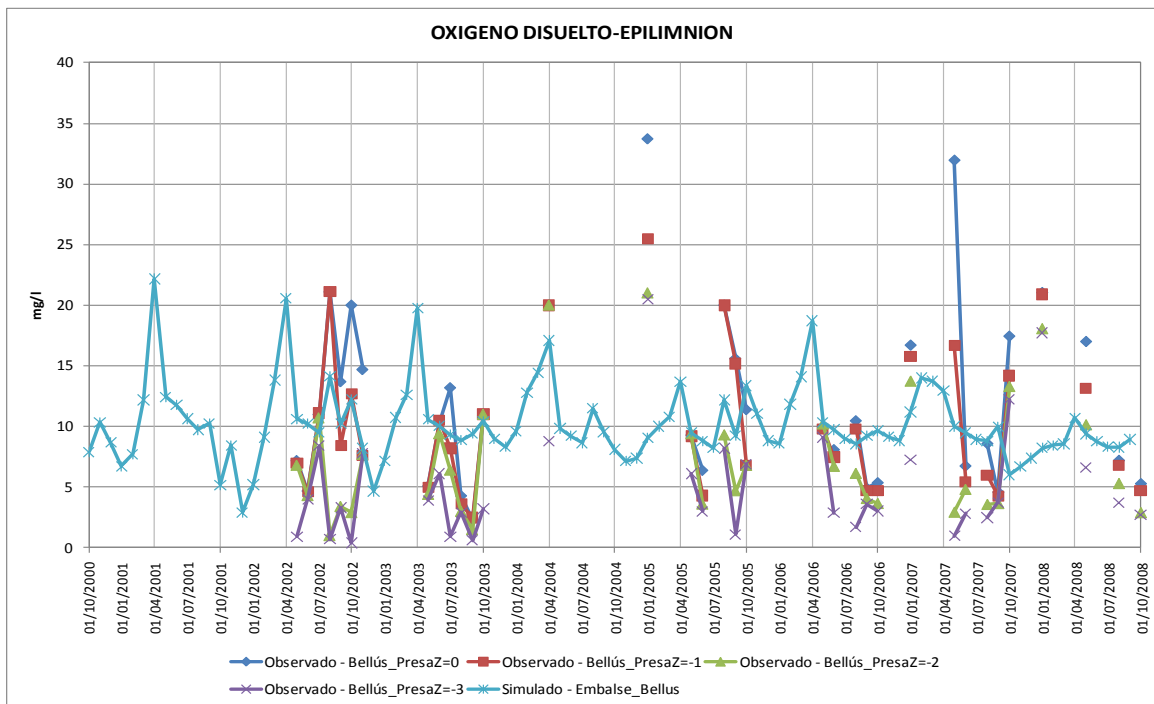


Gráfico 42. Calibración del oxígeno disuelto en el epilimnion del embalse.

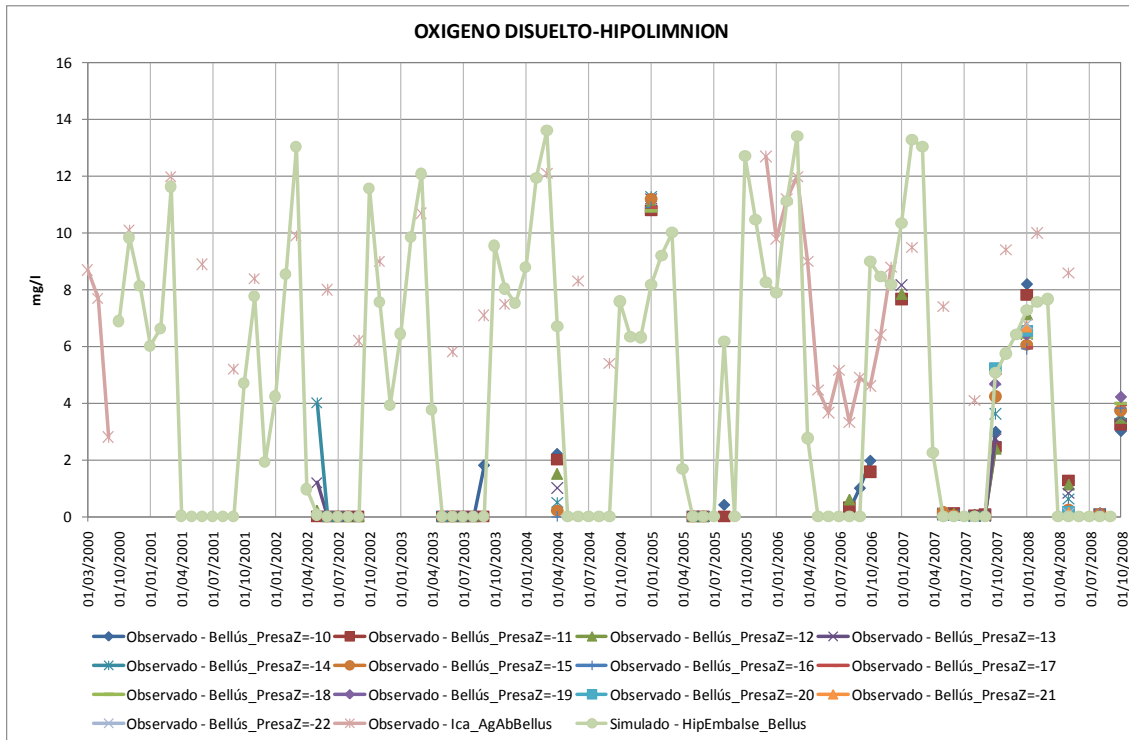


Gráfico 43. Calibración del oxígeno disuelto en el hipolimnion del embalse.

Para la calibración del Amonio, se tomaron los pocos datos disponibles y se observó cómo se representa una tendencia de la concentración del amonio en el embalse, llegándose a un comportamiento muy similar más en el hipolimnion que en el epilimnion. Por lo que se podría decir que los valores de amonio en el hipolimnion se ajustan muy bien y al parecer representan un patrón a lo largo de los años.

Para la calibración de este componente se alteraron los valores de varios parámetros como fueron las constante degradación del nitrógeno orgánico, la constante de nitrificación del amonio, dichas constantes están directamente ligadas con la transformación de la materia orgánica y el nitrógeno orgánico disponible en el medio a amonio, y la oxidación del amonio a nitratos.

La constante muerte y/o la respiración del fitoplancton también muestran una relación directa con la concentración de amonio; ya que la muerte del fitoplancton aporta nutrientes con contenidos de amonio al medio.

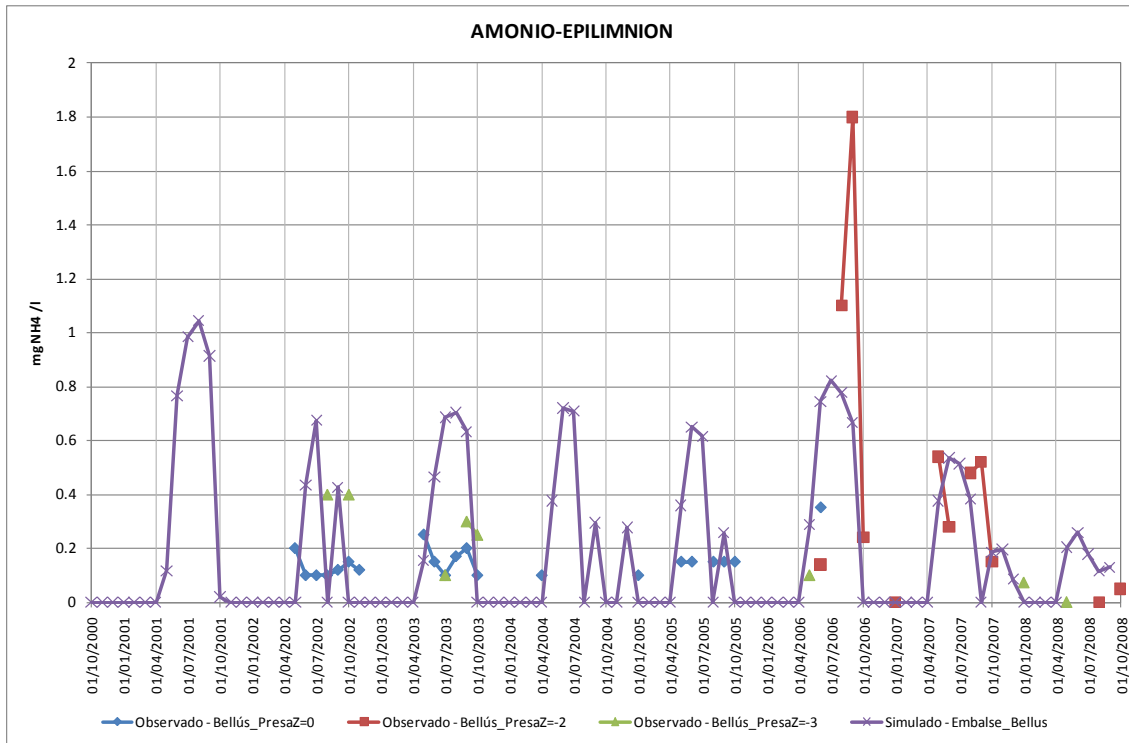


Gráfico 44. Calibración del amonio en el epilimnion del embalse.

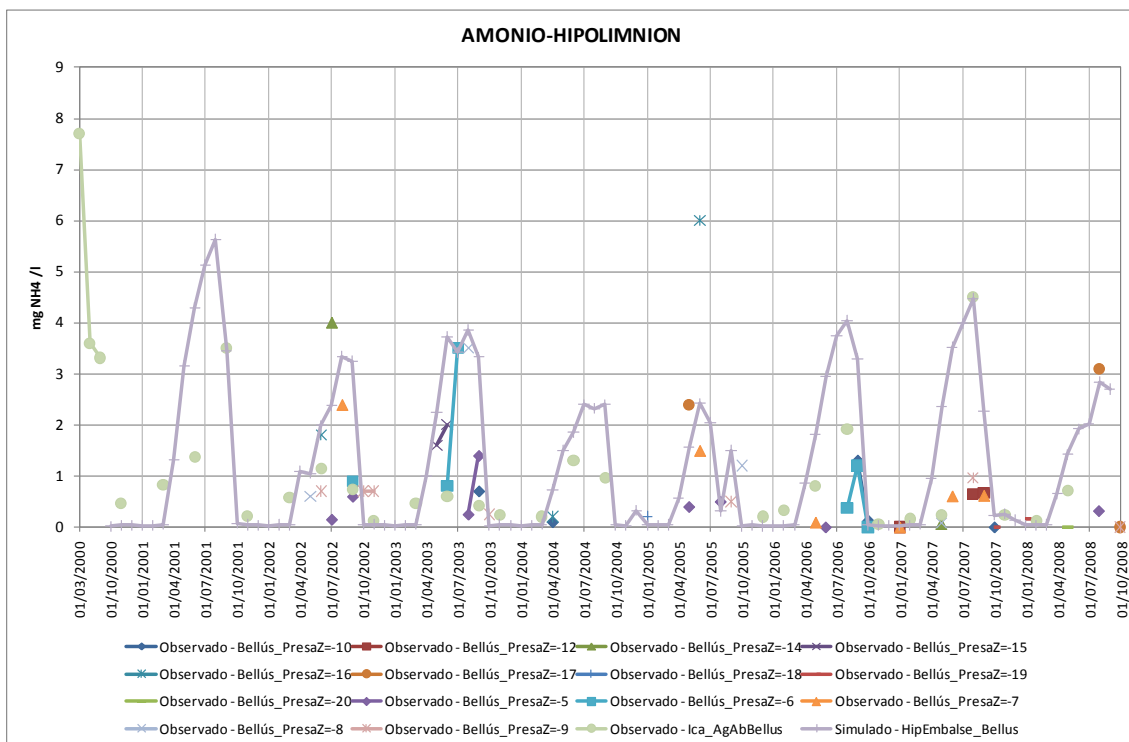


Gráfico 45. Calibración del amonio en el hipolimnion del embalse.

Para la calibración de la Clorofila a, se trabajo con las concentraciones a distintas profundidades dentro del epilimnion para lograr un ajuste, ya que no se tienen suficientes datos observados con los que se pueda confirmar el comportamiento de este componente. Pero los pocos valores observados tienen un comportamiento muy parecido al simulado o por lo menos siguen el mismo trazado.

El funcionamiento de este parámetro describe valores máximos en los meses que corresponden a la primavera, siendo abril el valor más alto, efecto que se ve marcado con los ascensos de temperatura. En el mes de octubre también hay un valor elevado, pero no tanto como el de abril.

Los menores valores se observan en los meses de verano, correspondiendo este al agotamiento de los nutrientes (nitratos y fosfatos), por el crecimiento excesivo que tuvo lugar el fitoplancton en la primavera. En los meses de invierno también se ve una disminución de la clorofila-a, y puede ser debido a la disminución de actividad biológica por factores físicos como la disminución de la intensidad lumínica y los menores valores de temperatura.

La clorofila en el embalse de Bellús tiene un contenido relacionado con las características del medio que se proporcionan, ya que varias variables se ven implicadas en la calibración como son la constante de degradación materia orgánica, la constante de muerte y/o respiración del fitoplancton, la velocidad de sedimentación del fitoplancton, la intensidad lumínica y la más directamente relacionado es la constante de crecimiento del Fitoplancton.

Un aspecto que no se puede pasar por alto, y que es uno de los mayores problemas para la calibración de la clorofila-a, es el aumento de volumen de agua en los dos últimos años, alterando el comportamiento habitual del fitoplancton.

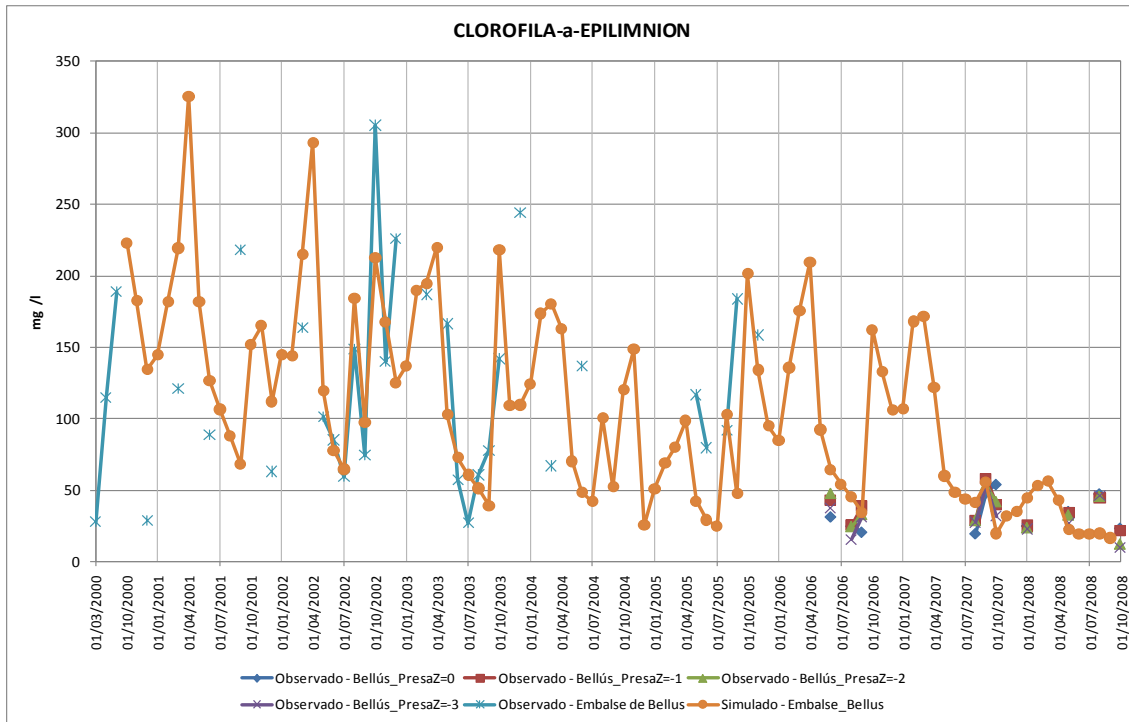


Gráfico 46. Calibración de la Clorofila-a en el epilimnion del embalse.

8.2. Análisis de sensibilidad

Con el análisis de sensibilidad se pretende mostrar los cambios que se pueden efectuar sobre los parámetros con la alteración de los valores utilizados en el modelo.

El método que se utilizó es el análisis de sensibilidad relativo, obteniendo el índice S_x (Hopkins, 1983):

$$S_x = \frac{\Delta X / X}{\Delta p / p}$$

Donde

S_x : Sensibilidad relativa,

X: Variable de Estado

p: parámetro considerado.

Para el análisis de sensibilidad de esta tesis se modificaron 15 parámetros, clasificándolos en 3 procesos:

1. Teniendo en cuenta la modelación del oxígeno disuelto y el ciclo del nitrógeno,
2. Considerando el ciclo del fósforo y el fitoplancton.

3. Analizando la afectación lumínica.

El análisis de sensibilidad para los parámetros de este modelo se realizó observando cómo cada variable o constante de reacción influía para cada componente que se modela, obteniendo los siguientes resultados.

- La conductividad y los sólidos suspendidos, no muestran alteración alguna ante ningún cambio de variable; por lo que se podría decir que no tienen relación con el resto de constituyentes.
- El hipolimnion presenta una mayor sensibilidad frente a la K_a , constante de reaireación y la variación de la variable afecta significativamente al oxígeno disuelto, la DBO5 y sobre componente del amonio.
- La K_d , constante de descomposición de materia orgánica carbonosa, muestra una mayor sensibilidad en el epilimnion, y afecta directamente la DBO5 y el oxígeno disuelto.
- En cuanto a la constante de degradación nitrógeno orgánico, tiene mayor impacto sobre los componentes del ciclo del nitrógeno (nitrógeno orgánico, amonio, y nitratos). Siendo más sensible en el epilimnion para el componente del amonio.
- Para la velocidad sedimentación nitrógeno orgánico, se observa que el epilimnion es mucho más sensible para los tres componentes del ciclo del nitrógeno (nitrógeno orgánico, amonio, y nitratos).
- En cuanto a la constante de nitrificación del amonio se observa una mayor sensibilidad en el epilimnion que en el hipolimnion, y una alteración pequeña sobre el oxígeno disuelto y los nitratos y una alteración muy marcada sobre la propia variable.
- Para la Constante de desnitrificación de los nitratos, una alteración sobre la propia variable más marcada en el hipolimnion que en el epilimnion.

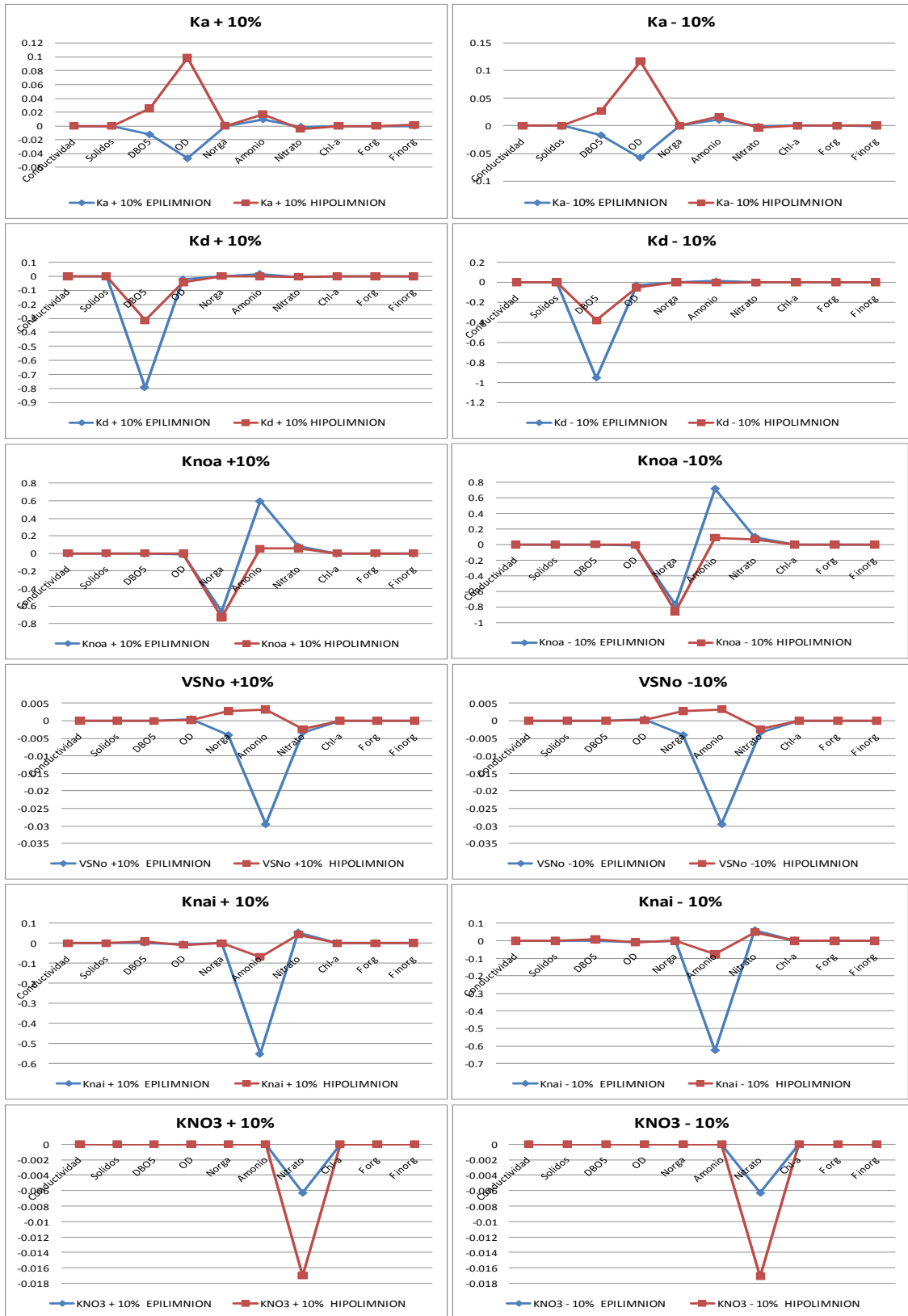


Gráfico 47. Análisis de Sensibilidad para la modelación del oxígeno disuelto y el ciclo del nitrógeno.

- La K_g , constante de crecimiento del fitoplancton, altera todo el sistema acuático ya que la mayoría de los componentes muestran un cambio; presentándose más sensibilidad en el hipolimnion para el oxígeno.
- En cuanto a la K_{res} , constante de muerte y respiración del fitoplancton, también se observa la alteración de todos los componentes pero con mayormente marcado en el amonio para el epilimnion.
- Ambas constantes la K_g y la K_{res} , resaltan la dinámica del sistema acuático, la disponibilidad de nutrientes (nitrógeno y fósforo), el consumo o aporte de oxígeno, y materia orgánica y la presencia de clorofila.
- La V_{sa} , velocidad de sedimentación del fitoplancton, tiene efecto sobre el oxígeno disuelto, nitrógeno orgánico, amonio, clorofila y las formas de disponibilidad del fósforo. Estando más sensible en el epilimnion para el nitrógeno orgánico y amonio.
- La K_{mp} , constante de decaimiento del fósforo orgánico tiene una mayor influencia sobre la constante del mismo nombre, la clorofila, el oxígeno, el nitrógeno orgánico y sobre el epilimnion del amonio.
- Finalmente la V_{sor} , velocidad de sedimentación del fósforo orgánico también muestra una variación en varios componentes como el oxígeno disuelto, nitrógeno orgánico, amonio, clorofila y las formas de disponibilidad del fósforo. Mostrando según la grafica una mayor sensibilidad en el amonio presente en el epilimnion.

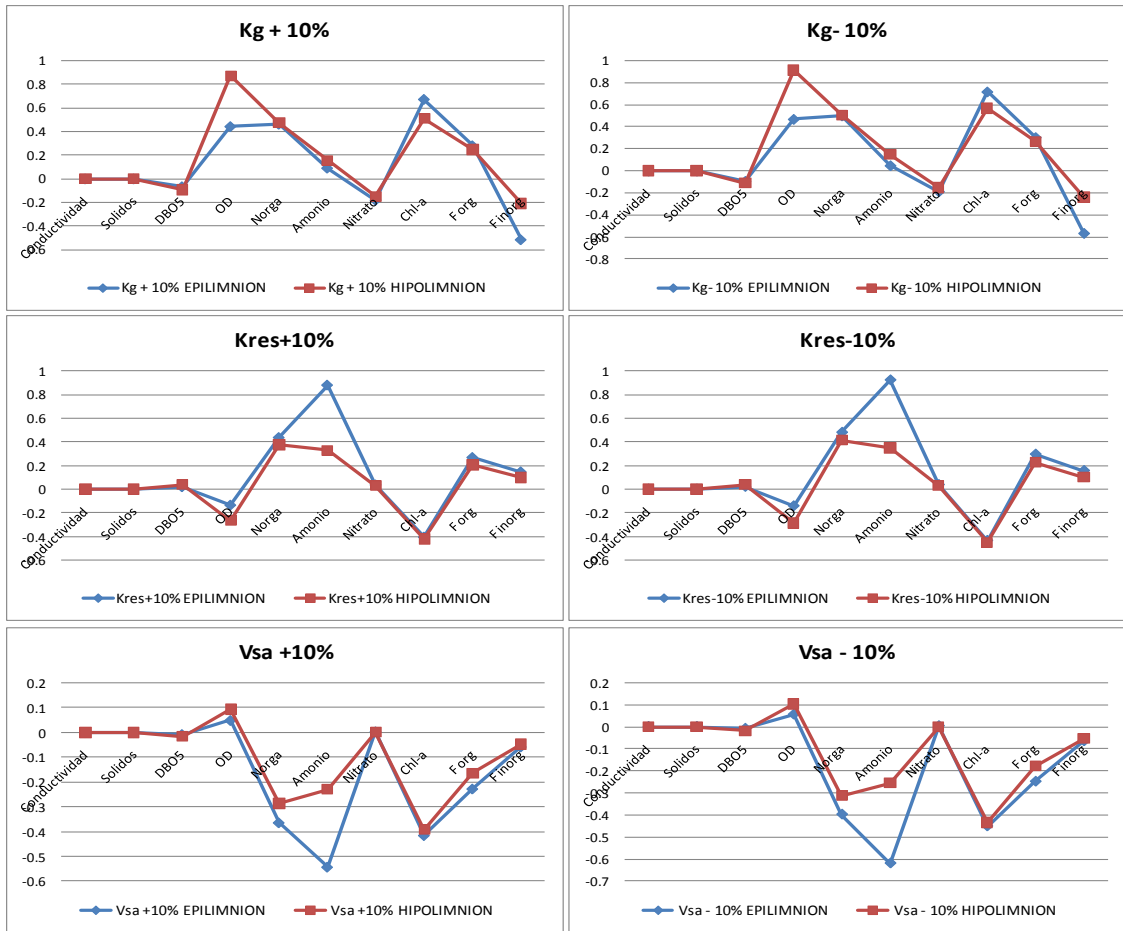


Gráfico 48. Análisis de Sensibilidad para la modelación del fitoplancton

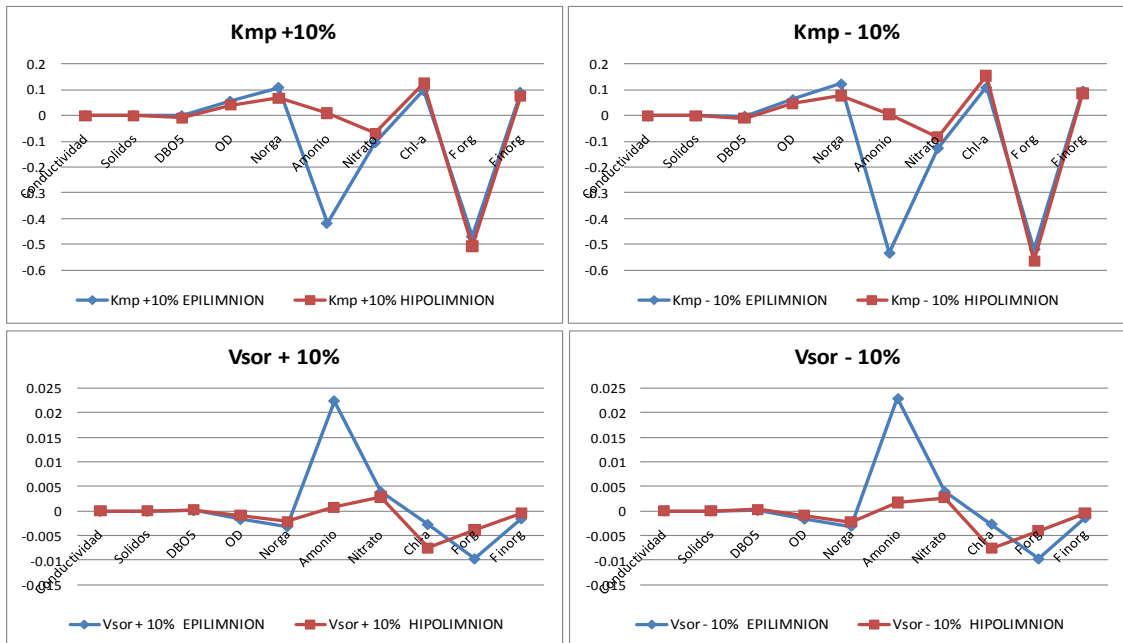


Gráfico 49. Análisis de Sensibilidad para la modelación del el ciclo del fósforo

- Notoriamente, se observa como los parámetros físicos relacionados con la intensidad lumínica afectan directamente la dinámica de los nutrientes, el oxígeno disuelto, la materia orgánica y la clorofila.

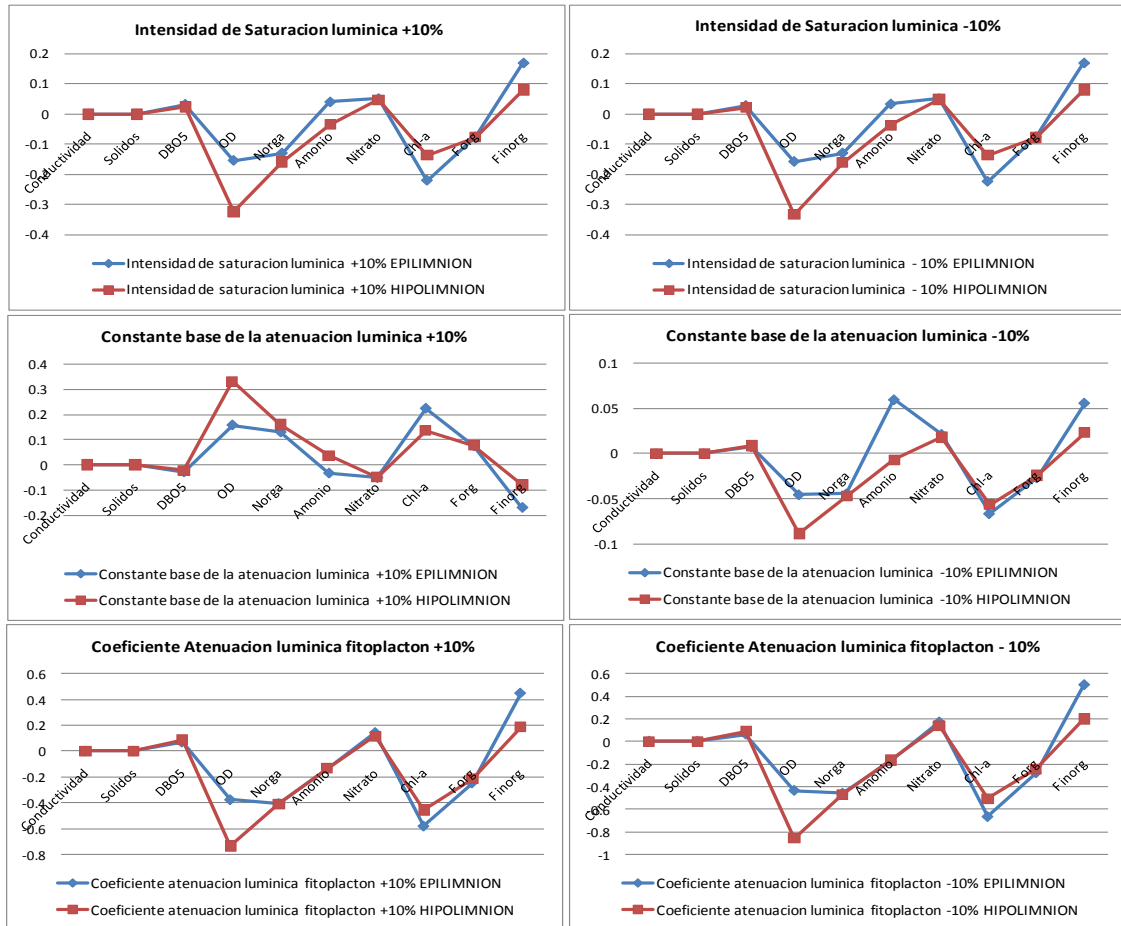


Gráfico 50. Análisis de Sensibilidad para la modelación del parámetro físico de atenuación lumínica.

8.3. Balance de Masas

Se realiza un análisis a partir de un balance de masas, que se obtiene a partir de los archivos creados por el modelo simulado con la herramienta del Gescal del Aquatool. Este balance se realiza con el objetivo de estudiar más detalladamente el comportamiento de los contaminantes dentro del embalse, observar su interacción, y afianzar lo dicho a lo largo del trabajo.

Comportamiento dinámico del Oxígeno Disuelto

Se describirán el aporte y consumo de oxígeno disuelto en orden de importancia a continuación:

Aporte de Oxígeno Disuelto

- Según los datos obtenidos se ha determinado que el mayor aporte de oxígeno es proporcionado por el crecimiento de fitoplancton ya que al realizar la fotosíntesis, hay una liberación de oxígeno.
- Otros aportes de oxígeno son principalmente el intercambio de oxígeno del hipolimnion al epilimnion, la contribución desde afluentes al epilimnion, la reaeración superficial (epilimnion) siendo la transferencia de la atmosfera al cuerpo de agua.
- Y el incremento del volumen del agua en el epilimnion el cual está asociado a las avenidas que han surgido a lo largo de los años de estudio como son las de mayo del 2002 y octubre del 2007.

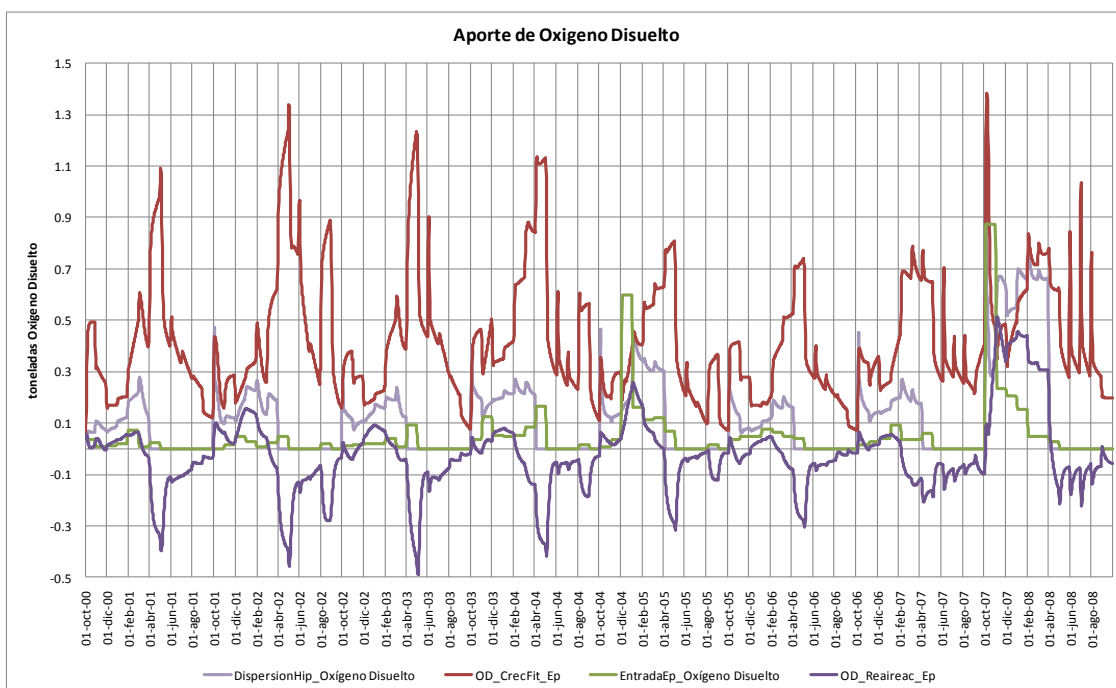


Gráfico 51. Procesos que aportan oxígeno disuelto al embalse de Bellús.

Consumo de Oxígeno Disuelto

- En cuanto a los procesos que contribuyen al consumo de oxígeno, esta la dispersión o paso de oxígeno del epilimnion al hipolimnion.
- La disminución de oxígeno por la muerte del fitoplancton, ya que su muerte da paso a la aparición de las bacterias aerobias que requieren de oxígeno para la degradación de la materia vegetal. Este consumo es mayor en el epilimnion que en el hipolimnion.
- La degradación de la materia orgánica presente en los sedimentos.
- La reaeración del oxígeno disuelto en el epilimnion
- Consumo por degradación de la materia orgánica presente en la columna de agua.
- Consumo por degradación de la materia orgánica presente en el epilimnion.

- Salida del hipolimnion de OD.
- Consumo por la transformación del Nitrógeno amoniacal a nitrato, habiendo un mayor consumo de oxígeno en la columna de agua que en el epilimnion.

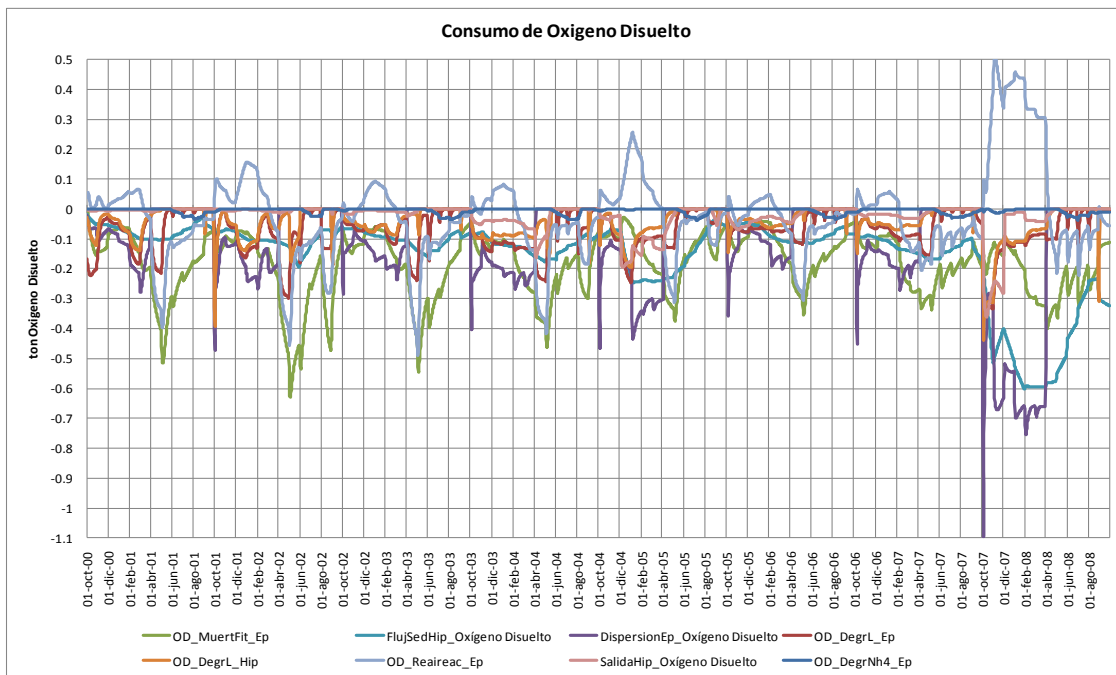


Gráfico 52. Procesos que consumen oxígeno disuelto al embalse de Bellús.

- La concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion no es homogénea a lo largo del año, llegando a la anoxia en los meses de mayo a octubre. Una vez se estratifica el embalse, la concentración de oxígeno disuelto en el hipolimnion, empieza a disminuir, hasta la anoxia y vuelve a tomar oxígeno en la circulación o rompimiento de la oxiclina. El epilimnion se encuentra bien oxigenado y los valores más bajos concuerdan con el rompimiento de la oxiclina, La mezcla del embalse se inicia en octubre ya que la estratificación se presente en los meses de abril a octubre.

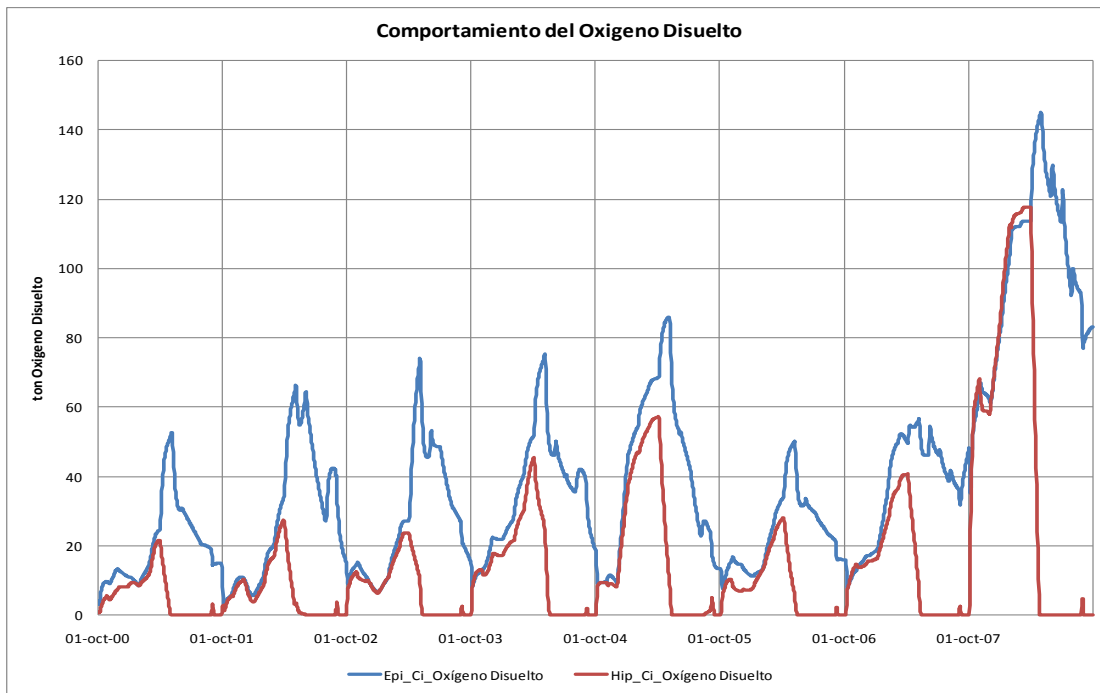


Gráfico 53. Comportamiento del Oxígeno disuelto en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.

Comportamiento dinámico del Amonio

- La reserva de amonio en el embalse se ve favorecida por la mineralización del nitrógeno orgánico. Y más claramente en el epilimnion que en hipolimnion, por la presencia de la biomasa en la superficie del agua. También se ve favorecida por el aporte de sedimentos, el intercambio de amonio del hipolimnion al epilimnion y la concentración de entrada natural.

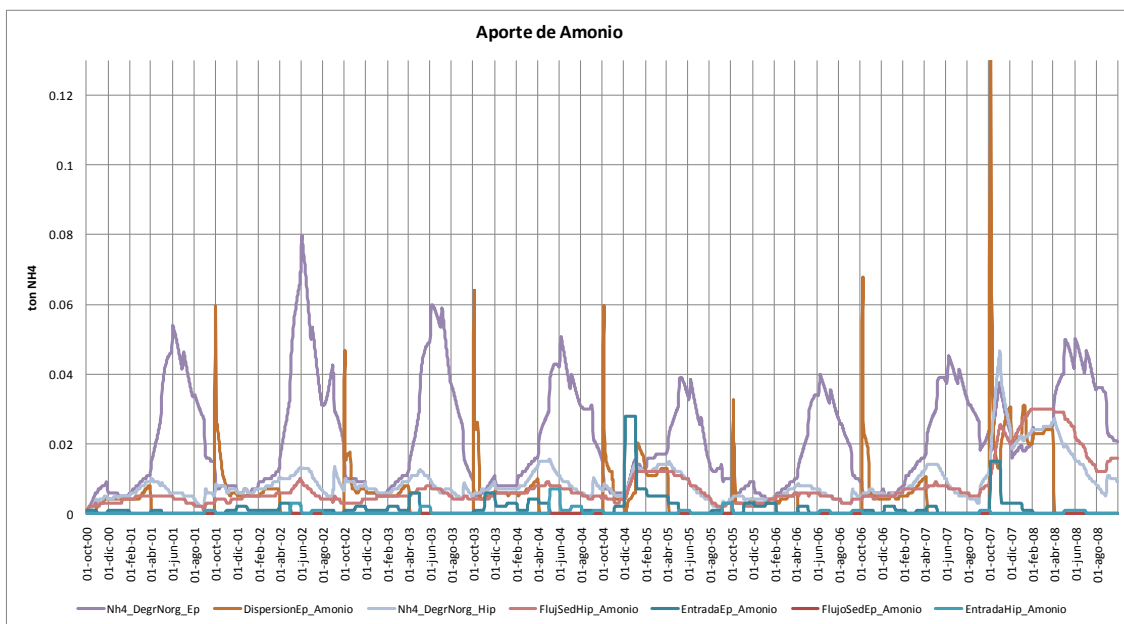


Gráfico 54. Procesos que aportan amonio al embalse de Bellús.

- El consumo de amonio se ve directamente relacionado con el crecimiento del fitoplancton, ya que es nutriente esencial para su desarrollo y de esta manera la disponibilidad de amonio en el embalse queda ligada con el crecimiento del fitoplancton, en los meses de marzo a octubre, que hay mayor disponibilidad del nutriente hay un mayor crecimiento de la biomasa.
- Además del crecimiento del fitoplancton la disminución de la concentración del amonio también se asocia a los procesos de dispersión del contaminante del epilimnion al hipolimnion, y la nitrificación del amonio presente en ambas estratificaciones.
- Al parecer el comportamiento del amonio, NH_4^+ , muestra una mayor concentración en el hipolimnion que en el epilimnion. Pero la eliminación de amonio en el hipolimnion es inferior a la conseguida por epilimnion. Esta diferencia en cuanto a la eliminación de amonio se justifica con el hecho de que el mecanismo que permite esta eliminación es la nitrificación y para que esta se pueda llevar a cabo, es necesario una concentración mínima de oxígeno en el agua. Esto confirma que las concentraciones de oxígeno se mantienen en el epilimnion, y que en el hipolimnion por razones de climatológicas o de profundidades las condiciones pueden llegar a ser anóxicas.

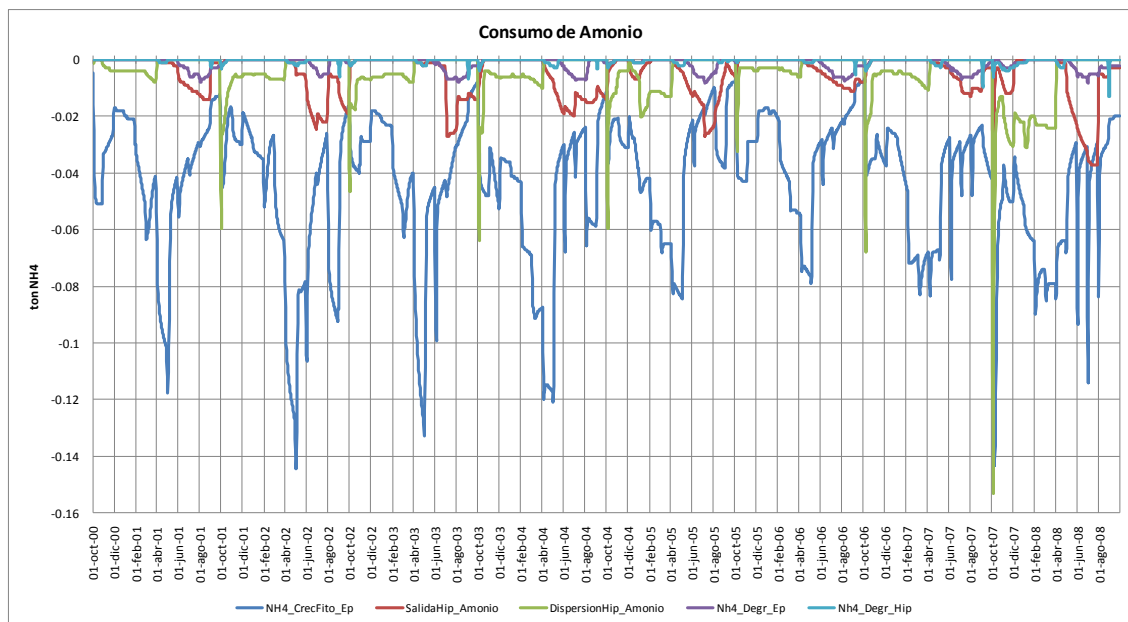


Gráfico 55. Procesos que consumen amonio en el embalse de Bellús.

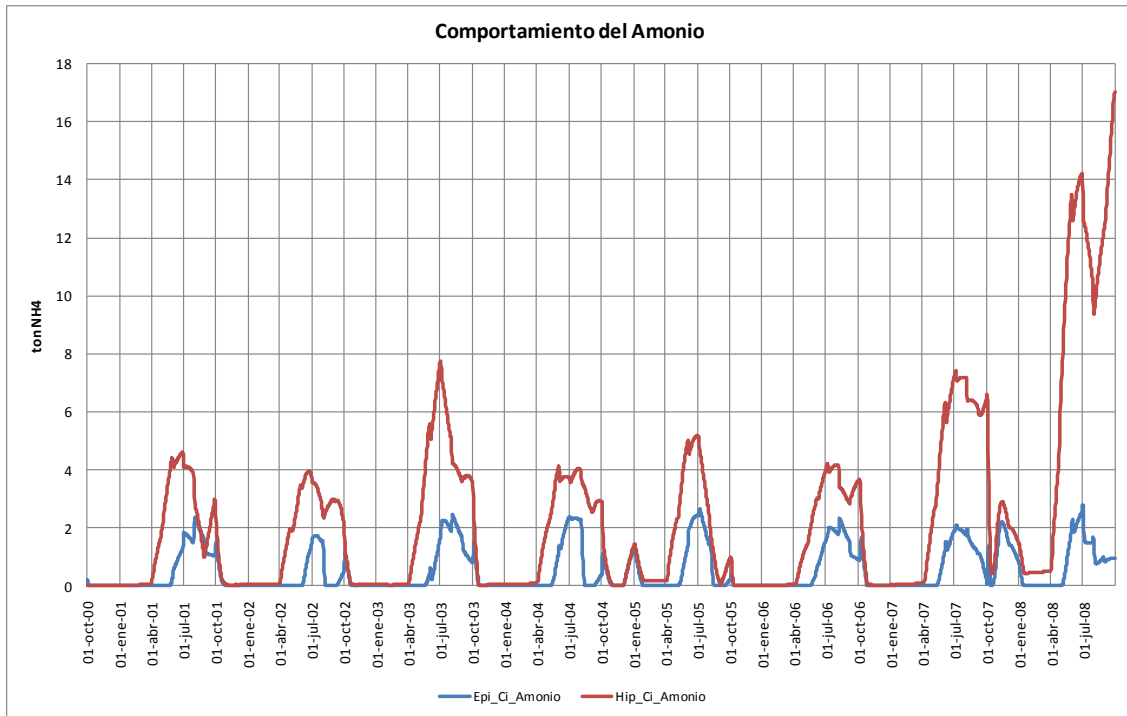


Gráfico 56. Comportamiento del Amonio en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.

Comportamiento dinámico del Nitrato

- Las fuentes de nitratos en el embalse están ligadas directamente a las aguas de aportación y a la nitrificación, que por razones de oxígeno se encuentran más en el epilimnion que en el hipolimnion, como ya se ha mencionado anteriormente.
- El nitrógeno en forma de nitrato que se detectó describe un comportamiento que coincide tal y como se ha comentado con la eliminación de amonio.
- Un aporte más de nitrato es el intercambio existente del hipolimnion al epilimnion de dichos contaminantes.

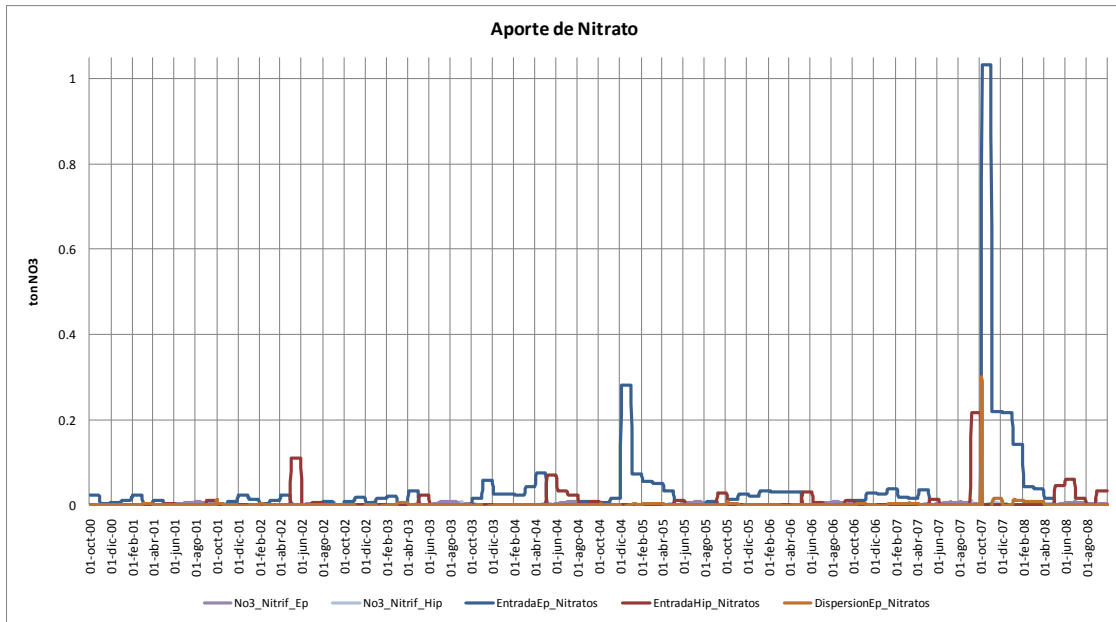


Gráfico 57. Procesos que aportan nitrato al embalse de Bellús.

- El consumo de nitratos o la explicación que se encuentra para la escasez de nitratos que se da en el fondo, es que algunos procesos de degradación se dan en condiciones de anoxia, tomando el nitrato como aceptor de electrones para dicho proceso.
- El crecimiento del fitoplancton se ve asociado a la disminución de nitratos ya que es un nutriente esencial para su desarrollo, el mayor consumo por parte del fitoplancton se realiza en los primeros días de abril asociado con las máximas concentraciones de plancton en la primavera y principios de verano.
- Un parámetro que influye en la variación de la concentración de nitratos en el embalse es la variación de la termoclina, ya que hasta que no halla la misma temperatura en todos los estratos la circulación de nutrientes no se detiene, siendo este factor, el mayor responsable de la disminución o aumento (circulación) de nitratos en el embalse.
- La desnitrificación se elimina el amonio, pasando por los estados intermedios en forma de nitritos y nitratos, hasta llegar a nitrógeno gas.

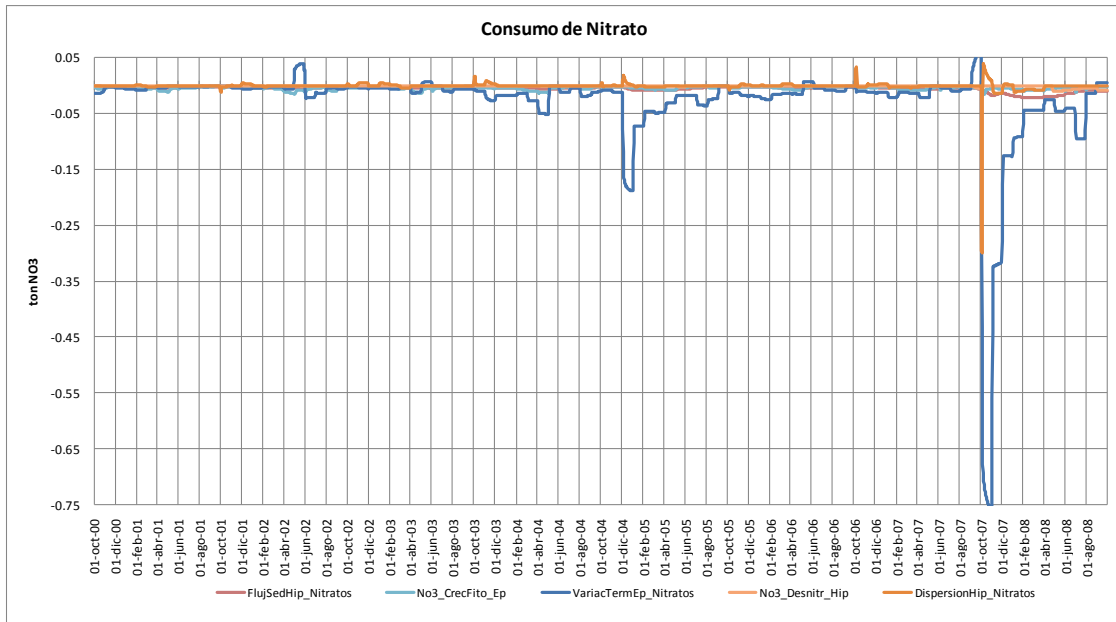


Gráfico 58. Procesos que consumen nitrato en el embalse de Bellús.

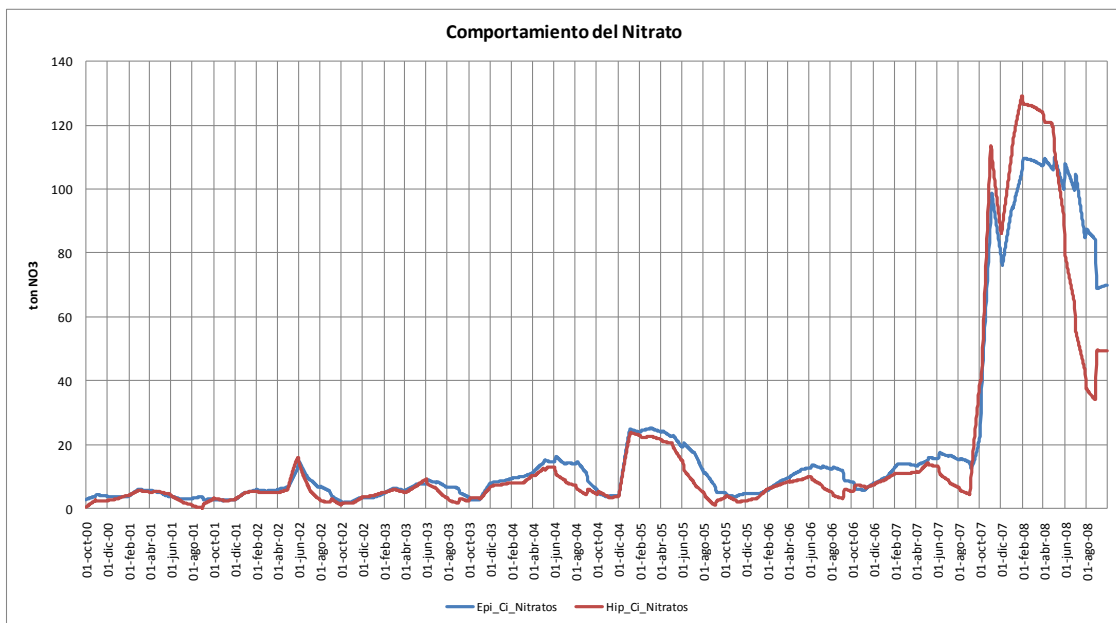


Gráfico 59. Comportamiento del nitrato en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.

Comportamiento dinámico del Fósforo

- En caso contrario a las concentraciones de nitratos, la mayor concentración de fosfatos se encuentra en el hipolimnion, con un comportamiento irregular. Este marcado aumento en el fondo del embalse se debe a que en los períodos de estratificación hay una deficiencia de oxígeno en el hipolimnion.

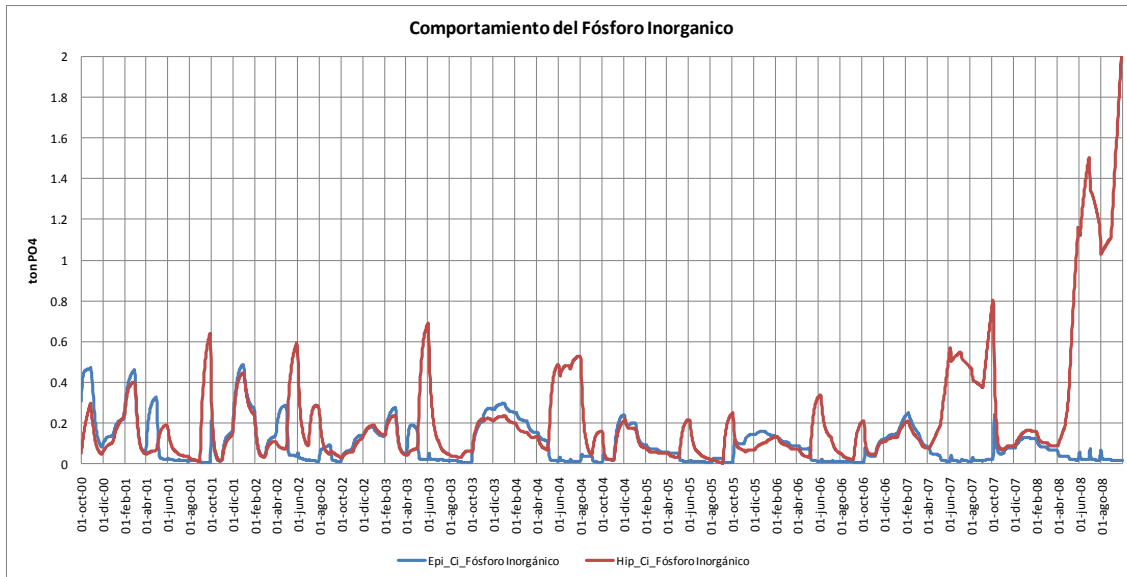


Gráfico 60. Comportamiento del fósforo inorgánico en el epilimnion e hipolimnion del embalse de Bellús.

- En el epilimnion las variaciones oscilan con aumento de concentraciones en los meses de septiembre a diciembre, que concuerda con la época de mezcla en el embalse o dispersión entre el epilimnion y el hipolimnion.
- El mayor aporte de fosfatos al embalse es proporcionado por las entradas naturales ricas en nutrientes, directamente al epilimnion.
- Aparte de las aportaciones, hay una regeneración bacteriana del fósforo en los estratos inmediatamente superiores a la termoclina a partir de la muerte de las algas que se sedimentan. Al parecer los meses en los que hay presencia de fósforo por muerte es en los meses de abril y mayo. En donde los tres primeros años de estudio 2000 – 2003 se observan valores punta y el resto de años una disminución que se podría asociar a lo que se ha comentado en otros ítems, y es a la implementación de sistemas de eliminación de fósforo en las plantas de tratamientos que vierten a las aguas que confluyen al embalse.
- La degradación del fósforo orgánico ya que a partir de estos se liberan el fósforo inorgánico.
- Otro pequeño aporte de fósforo es el esparcimiento del fósforo contenido en los sedimentos del fondo, por mineralización bacteriana en medio anóxico.

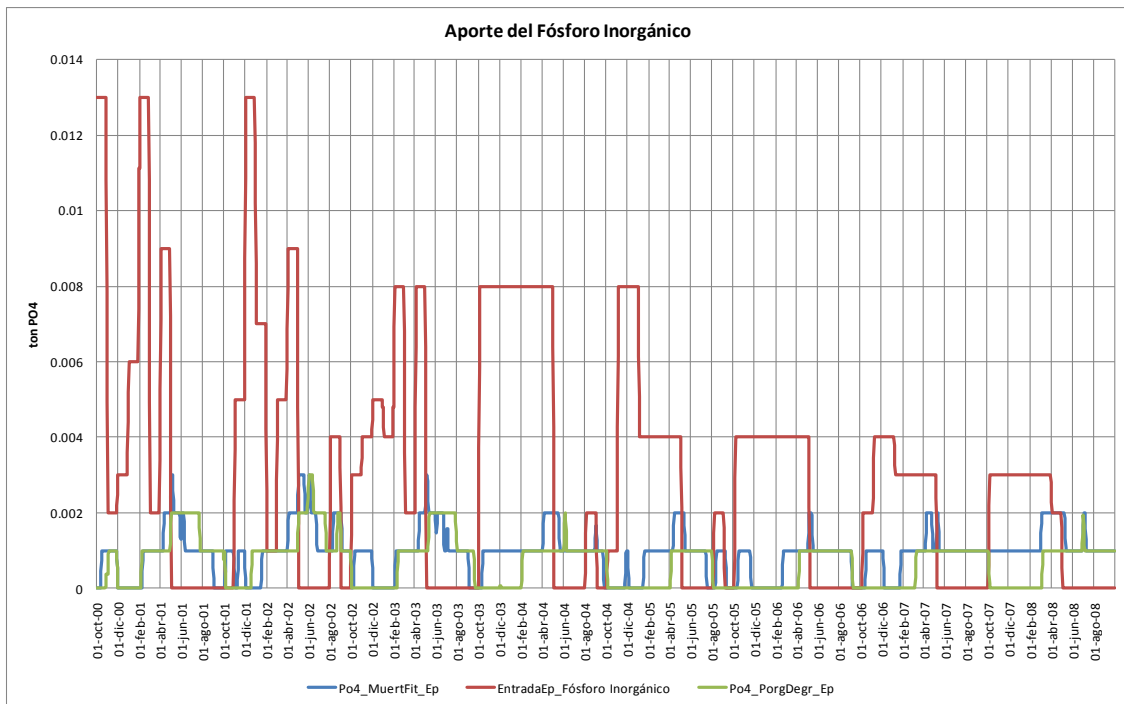


Gráfico 61. Procesos que aportan fosfatos al embalse de Bellús.

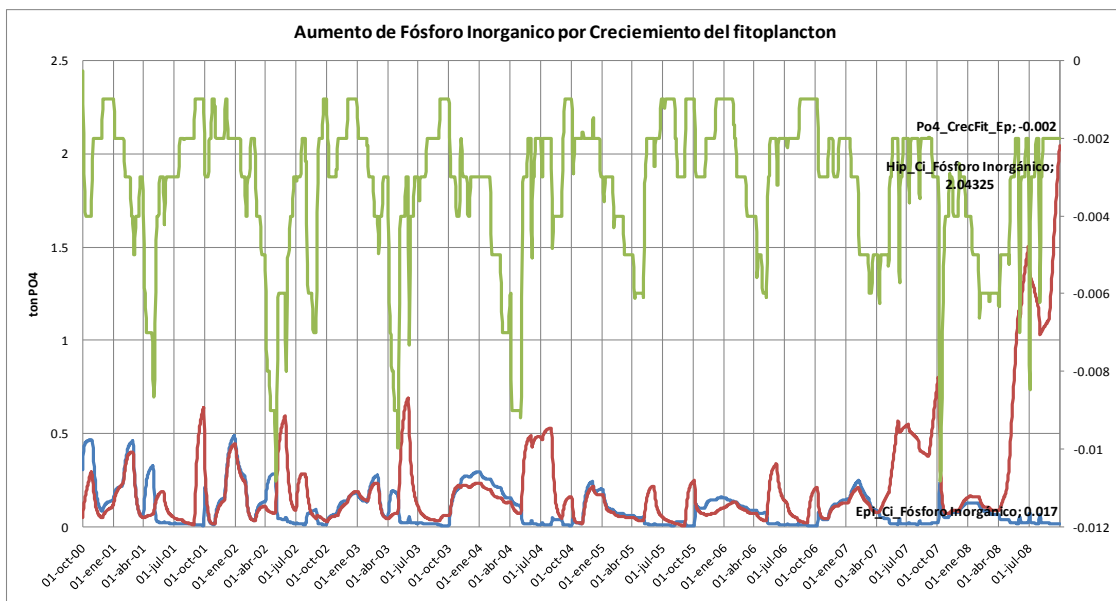


Gráfico 62. Crecimiento del fitoplancton.

- La disminución de la concentración de fosfatos en el agua está directamente relacionada con el crecimiento o producción del fitoplancton, y la carencia de este implica una limitación.
- Otros factores que influyen en la disminución de la concentración del fósforo inorgánico son la degradación o eliminación del fósforo en el

hipolimnion, ya que las condiciones son propicias para el crecimiento de bacterias que son capaces de almacenar y eliminar los fosfatos.

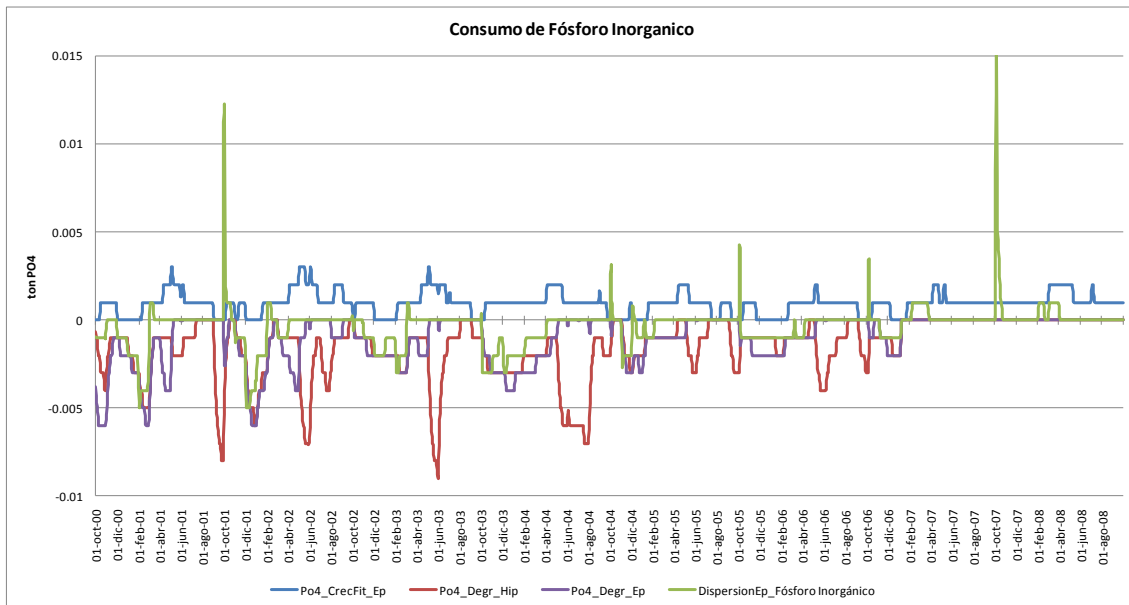


Gráfico 63. Procesos que consumen fosfatos en el embalse de Bellús.

Comportamiento dinámico de la Clorofila

- Primero cabe aclarar que la presencia de fitoplancton en el embalse se ve determinado por la concentración de clorofila. Dicha concentración se encontró mayormente en las capas superficiales del embalse, y esto se debe a que el fitoplancton se desarrolla mejor en esta zona por las condiciones de luz. Se observa que el desarrollo es variable pero generalmente aparecen en primavera y verano, presentándose al máximo en mayo.
- El proceso que conllevan al aumento de la clorofila en el embalse es el crecimiento del fitoplancton, que como ya sea mencionado se desarrollan en el epilimnion por tener las condiciones de propicias de luz, CO₂, nitrógeno, fósforo y otras sales disueltas en el agua. El crecimiento inicia en el mes de octubre hasta llegar al máximo que es mayo, cuando se observa que hay una estratificación, y el fitoplancton sigue creciendo hasta acabar los nutrientes del epilimnion, de ahí inicia su disminución hasta que se vuelvan a llegar los nutrientes por mezcla o aportación directa al embalse.
- Y la disminución de la clorofila se ve afectada sencillamente por la muerte del fitoplancton, y por estar más presentada en el epilimnion es mayor la disminución por muerte en esta capa que en el hipolimnion.

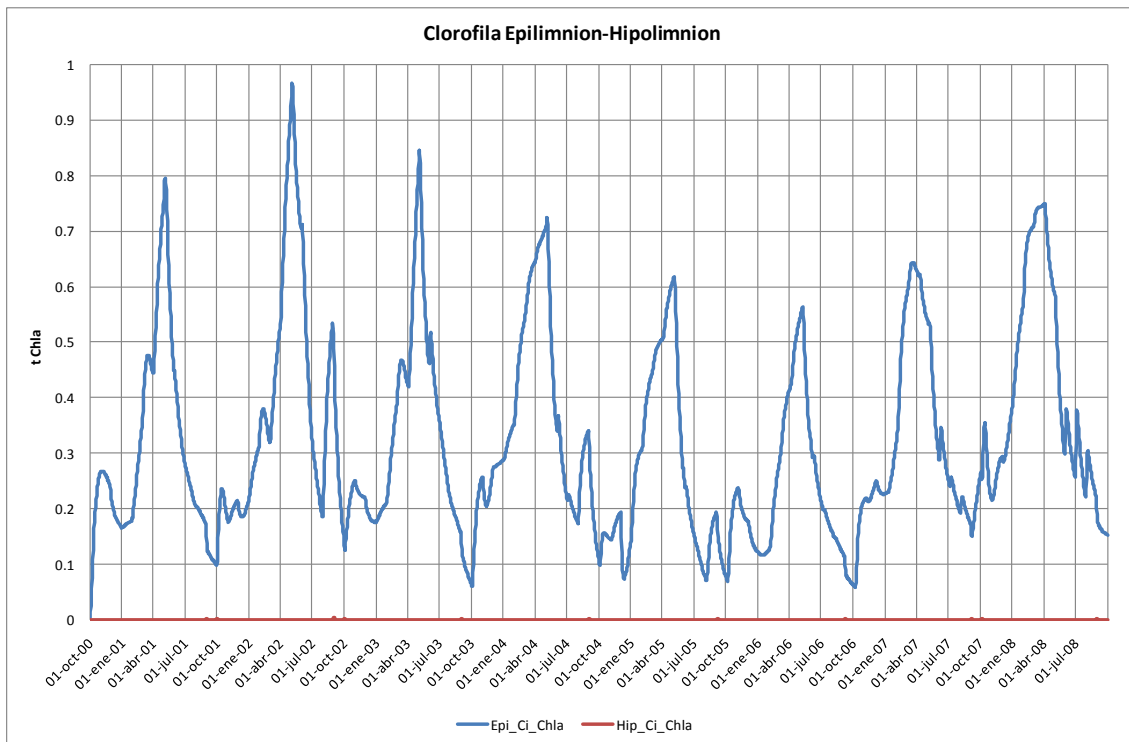


Gráfico 64. Comportamiento de la Clorofila en el embalse de Bellús.

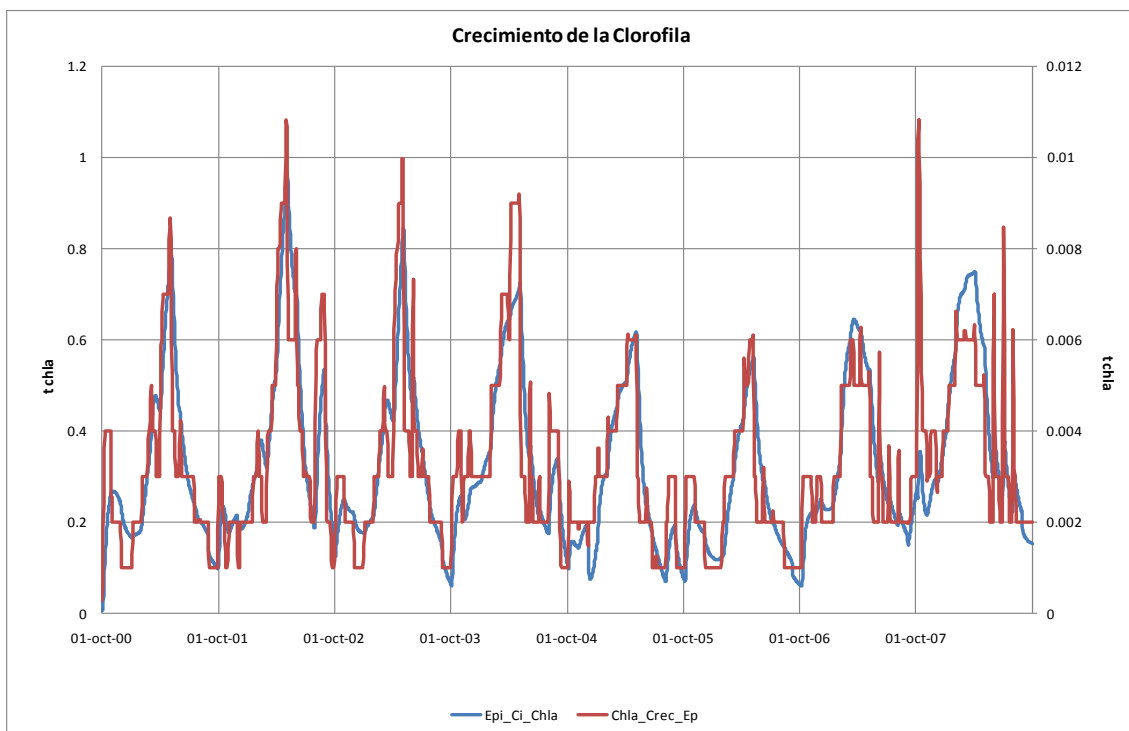


Gráfico 65. Procesos que aumentan la clorofila en el embalse de Bellús.

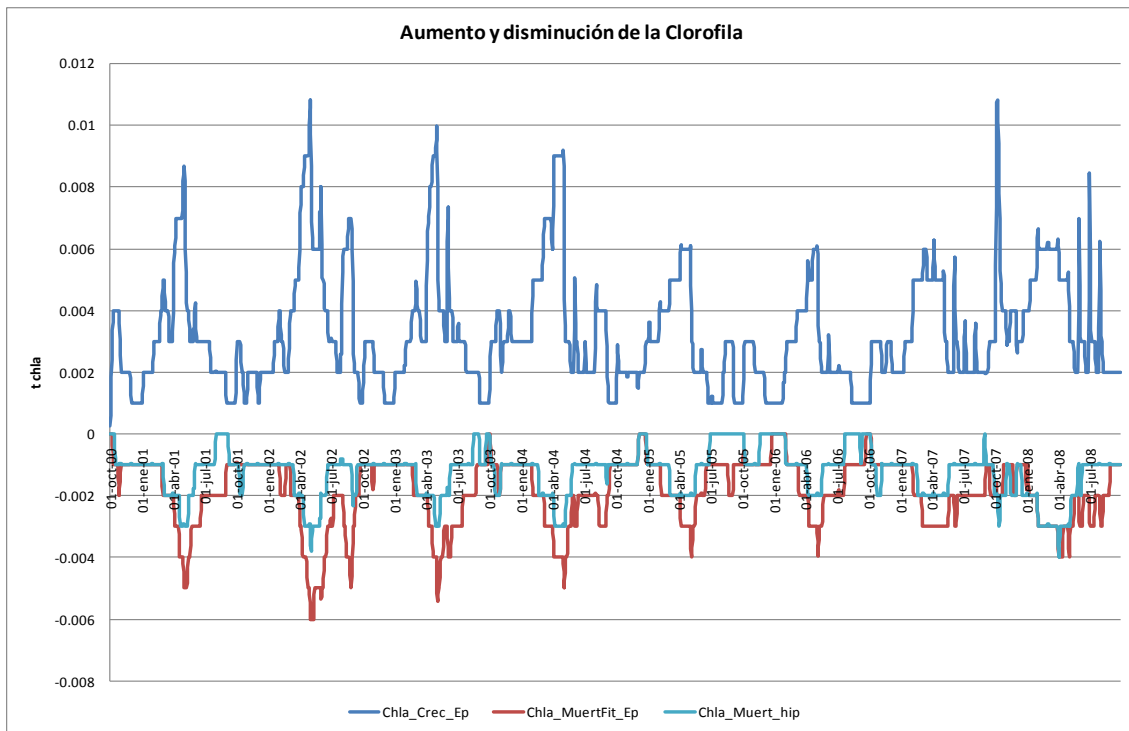


Gráfico 66. Procesos que aumentan y disminuyen la clorofila en el embalse de Bellús.

9. APLICACIONES DEL MODELO DESARROLLADO

Una vez está el modelo del embalse de Bellús desarrollado y calibrado, se puede obtener más información acerca del comportamiento del embalse cambiando las situaciones actuales, y de esta manera evaluar las actuaciones que se podrían presentar para mejorar la calidad del agua. Las situaciones que se proponen son eliminación de sedimentos, rotura de la termoclina, aireación del hipolimnion, disminución de nutrientes y cálculo del tiempo de residencia.

9.1. Eliminación del Sedimento

Al simular una eliminación de sedimento en el embalse se intenta observar cómo se alteran los procesos que ocurren en el embalse como son el consumo de oxígeno por parte de los sedimentos en el hipolimnion, y el flujo de nutrientes entre la columna del agua y los sedimentos, obteniéndose los siguientes resultados.

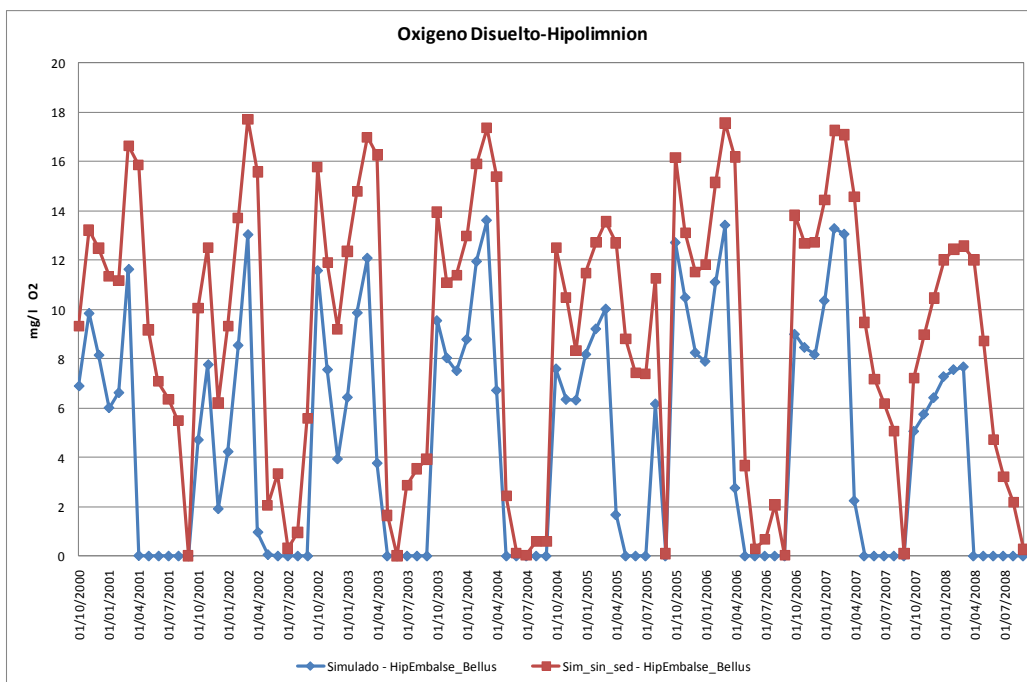


Gráfico 67. Comparación del Oxígeno disuelto, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.

La eliminación de sedimento muestra una trayectoria similar a la que ocurre cuando se modela el sedimento, ya que se marca la anoxia en los períodos de verano; sin embargo se ve marcada una diferencia de la concentración de

oxígeno disuelto en el hipolimnion, pasando de una concentración promedio de oxígeno disuelto de 4.56 mg/l O₂ a 9.14 mg/l O₂.

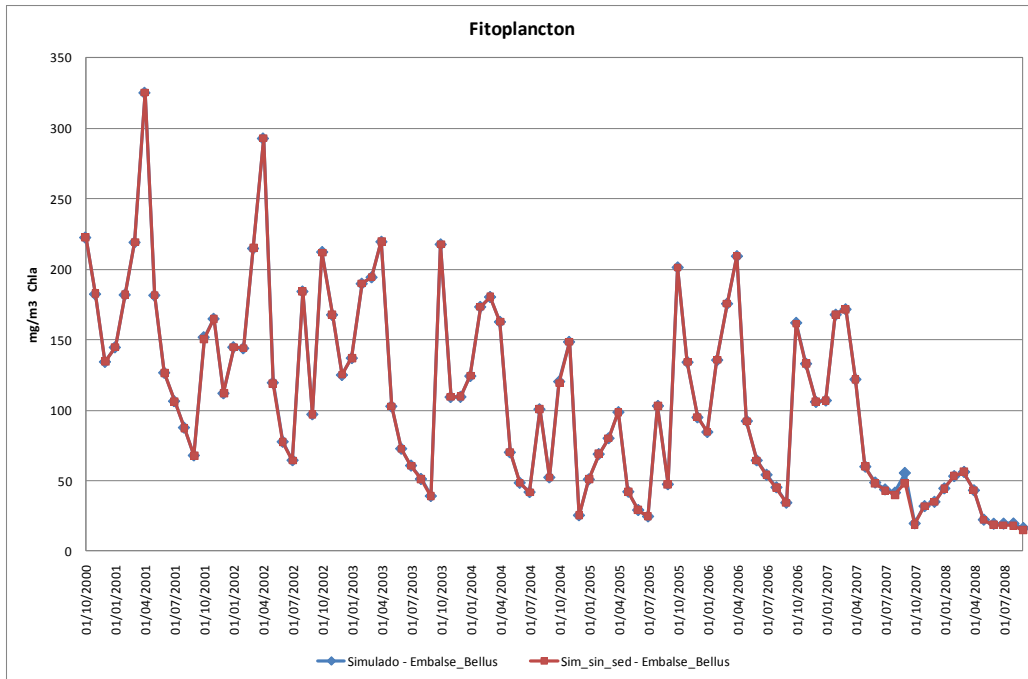


Gráfico 68. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.

La eliminación del sedimento afecta muy poco la concentración de clorofila en el epilimnion del embalse, ya que, se cambia de una concentración promedio de 109.27 mg /m³ Chl_a a 108.96 mg /m³ Chl_a. Lo que demuestra que el aporte de nutrientes desde el sedimento influye poco en la producción de fitoplancton en el embalse.

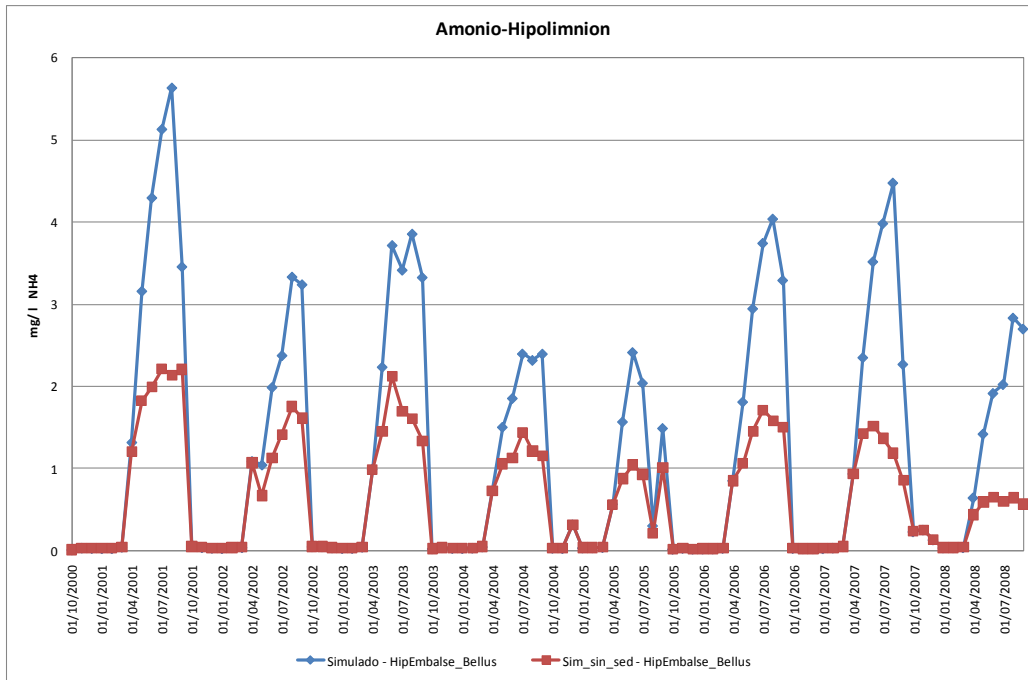


Gráfico 69. Comparación del Amonio, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.

En cuanto al amonio, las concentraciones son menores, pero no lo suficientes para que el fitoplancton se desarrolle, como pudimos observar en la grafica del fitoplancton. Las concentraciones de amonio en el hipolimnion e la situación normal son de 1.266 mg/l NH₄ promedio y una vez se simula sin sedimentación el amonio se reduce a 0.638 mg/l NH₄ promedio.

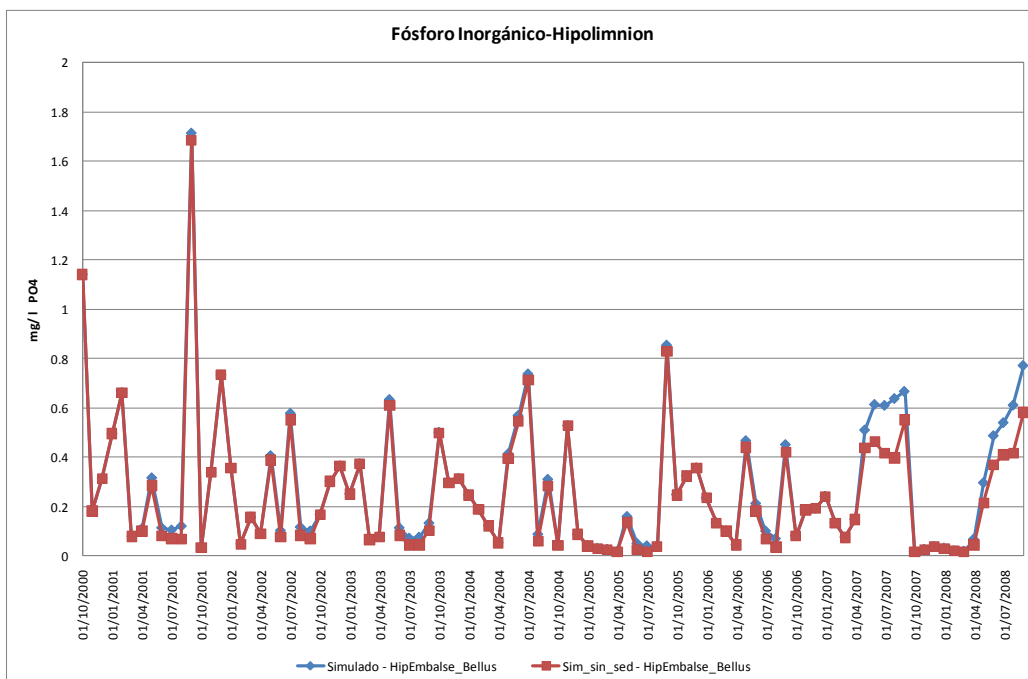


Gráfico 70. Comparación del Fósforo Inorgánico, entre el modelo simulado y una simulación una vez se ha eliminado el sedimento.

Las concentraciones de fósforo en el hipolimnion, tampoco se ven afectadas en la eliminación de sedimento, la reducción de la concentración promedio es de 0.276 mg/l PO₄ a 0.151 mg/l PO₄ una vez se simula sin tener en cuenta los sedimentos.

9.2. Desestratificación

La desestratificación consiste en la rotura de la termoclina que se forma en el embalse, este estado se logra mediante medios mecánicos. Lo que se pretende es mejorar las condiciones a lo largo de la columna de agua como la disponibilidad de oxígeno, la disminución de los parámetros que se han estudiado y que favorecen a la eutrofización.

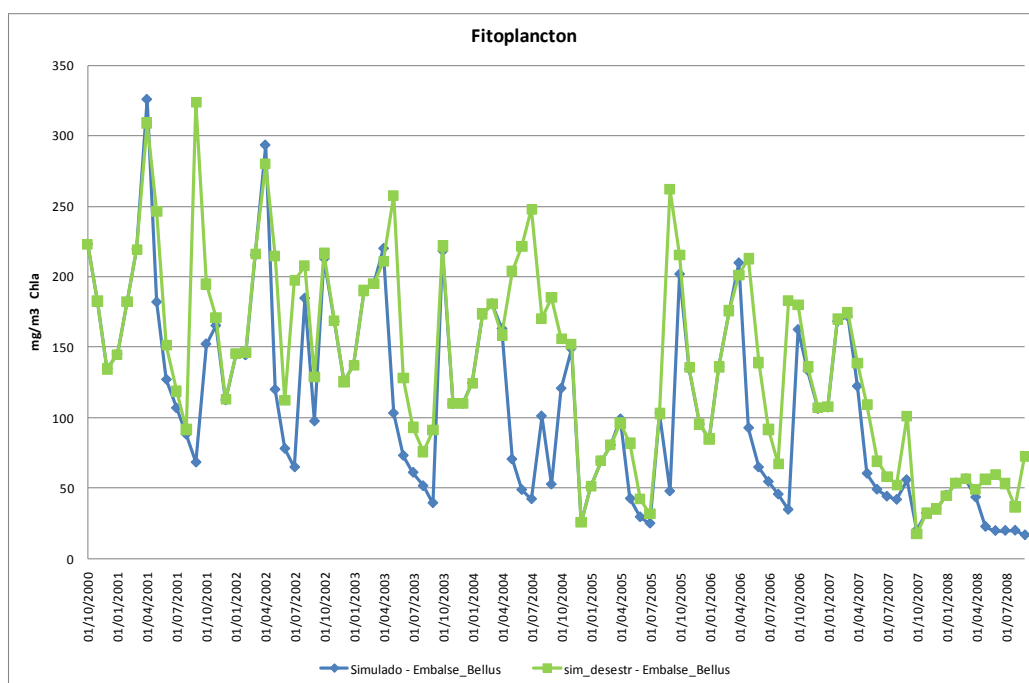


Gráfico 71. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.

Una vez se realiza la desestratificación los valores que corresponden a la clorofila, se ven alterados en los meses de primavera y verano que son los meses donde se inicia y se produce la estratificación, al parecer en estos meses donde se desestratifica el embalse ocurre la recirculación de nutrientes, los cuales eran los que limitaban el crecimiento del fitoplancton, y por esto se ve un aumento de este. La concentración media de la clorofila pasa de ser de 109.274 mg/m³ Chla a 138.589 mg/m³ Chla. Según estos resultados la desestratificación no es la solución para evitar la eutrofización en el embalse.

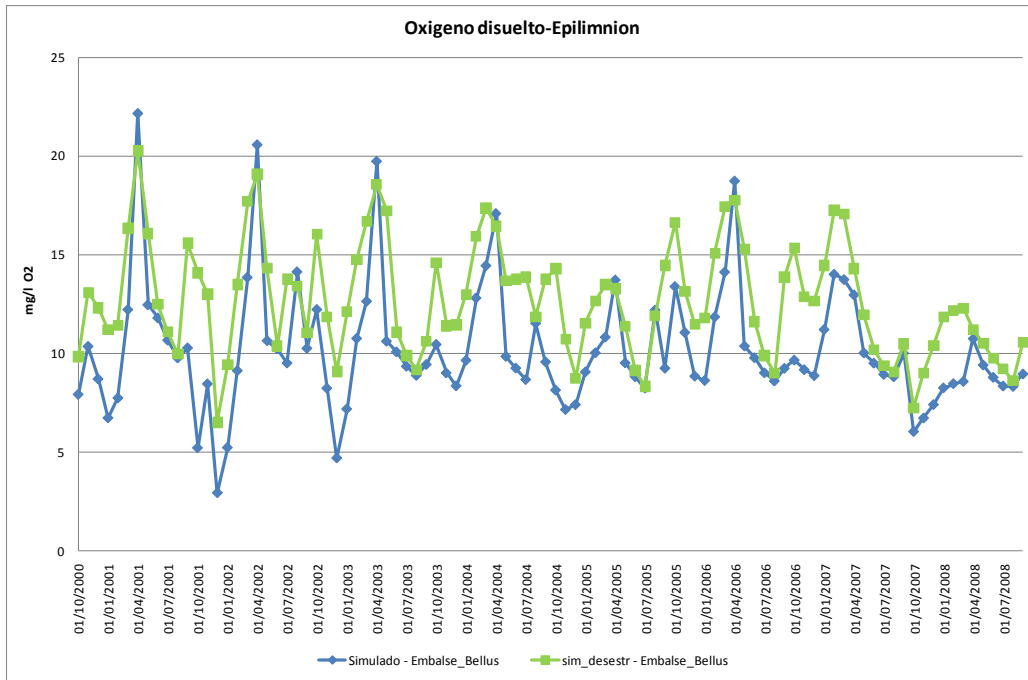


Gráfico 72. Comparación del oxígeno disuelto en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.

Las condiciones de oxígeno disuelto en el epilimnion mejoran si se desestratifica el embalse, los valores promedios de oxígeno disuelto pasan de 10.19 mg/l O₂ a 12.7 mg/l O₂, aunque se logra un aumento de oxígeno en el epilimnion, no se logra el objetivo de reducción de fitoplancton, como se ha mencionado.

Ocurre lo mismo en hipolimnion, ya que consiguiendo la ruptura de la estratificación se oxigena más el fondo del embalse, y se van a mejorar las condiciones de degradación de materia orgánica y reducción de algunos nutrientes, pero no se evitara la producción de fitoplancton en el embalse.

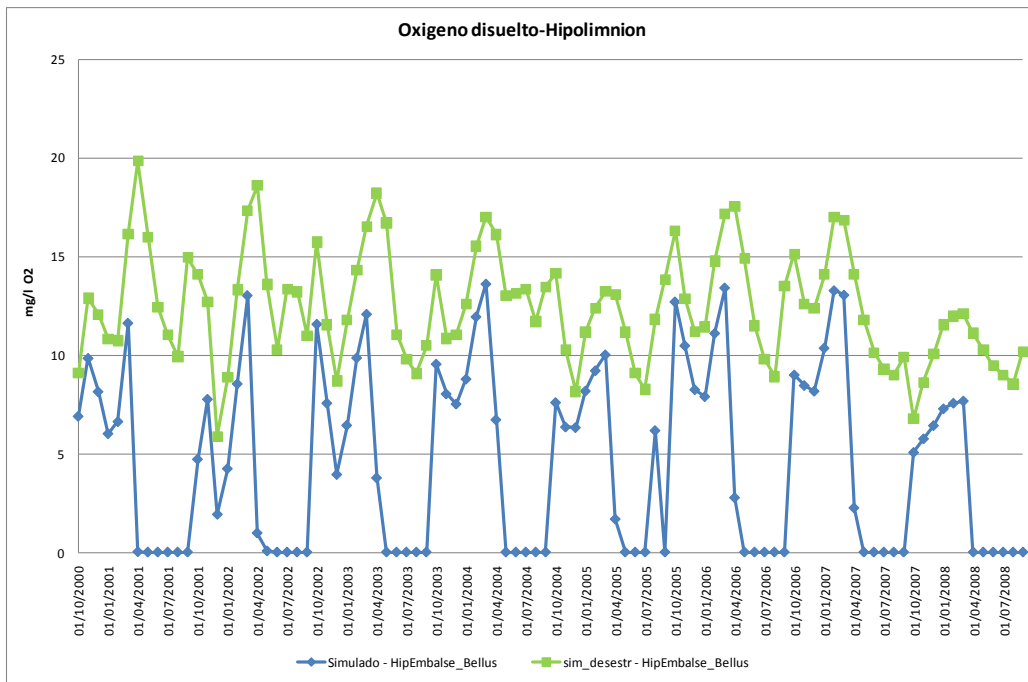


Gráfico 73. Comparación del oxígeno disuelto en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.

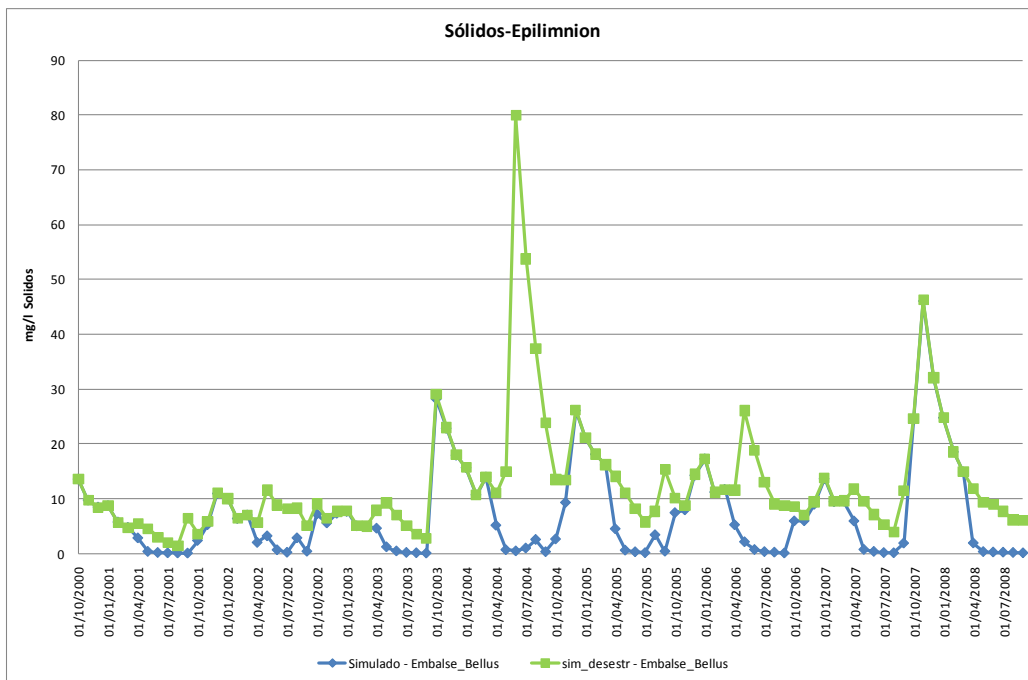


Gráfico 74. Comparación de los sólidos en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.

Se quiso resaltar la dinámica de los sólidos en esta parte, ya que se obtiene una alteración significativa aumentando la concentración en el epilimnion de 6.99 mg/l a 14.07 mg/l.

En cuanto al hipolimnion, muestra un valor muy parecido, al comportamiento de la simulación cuando el embalse esta estratificado.

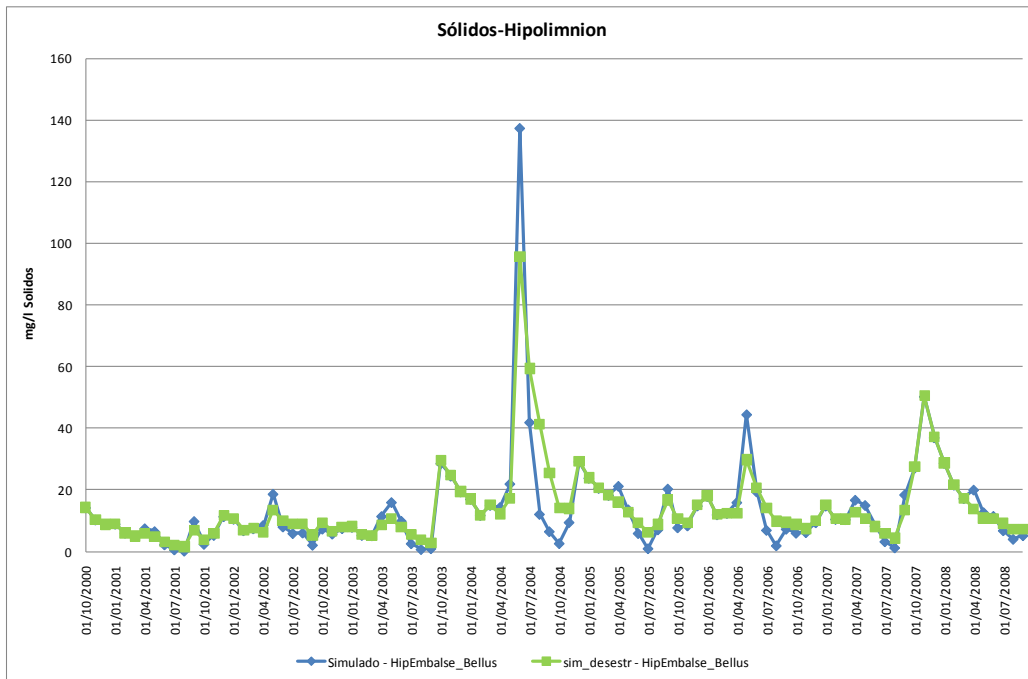


Gráfico 75. Comparación de los sólidos en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con el embalse desestratificado.

9.3. Aireación del Hipolimnion

La aireación en el hipolimnion, consiste en la introducción de oxígeno al hipolimnion con el propósito de evitar la anoxia y reducir contaminantes por oxidación como la materia orgánica y el nitrógeno amoniacal, de pronto no habrá una eliminación del fitoplancton en el embalse, pero si se lograría una reducción de de los nutrientes.

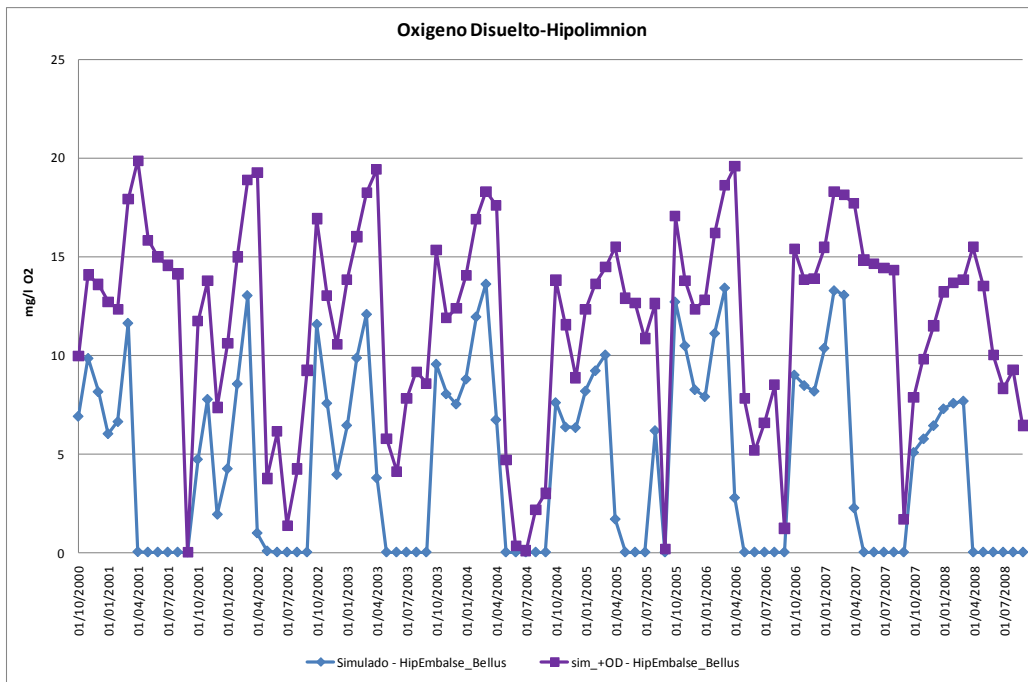


Gráfico 76. Comparación del Oxígeno disuelto en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.

El aumento de la concentración de oxígeno en la columna de agua es bastante evidente ya que si hablamos de valores medios, se tiene una nueva concentración de 11.718 mg/l O₂, en comparación a la que se tiene en la situación actual que es de 4.56 mg/l O₂. Evitándose procesos de anoxia, que son los que provocan los malos olores en las épocas verano.

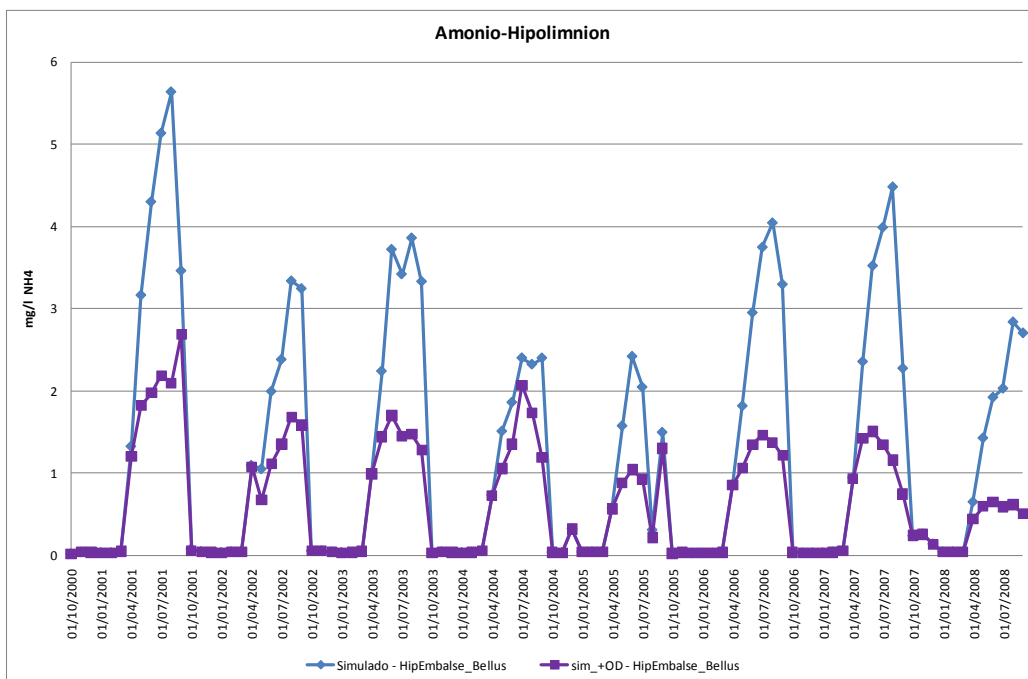


Gráfico 77. Comparación del Amonio en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.

Se observa como la reaireación disminuye la concentración de amonio en el hipolimnion, con valores promedios de 1.266 mg/l NH₄ hasta obtener un valor medio de 0.635 mg/l NH₄.

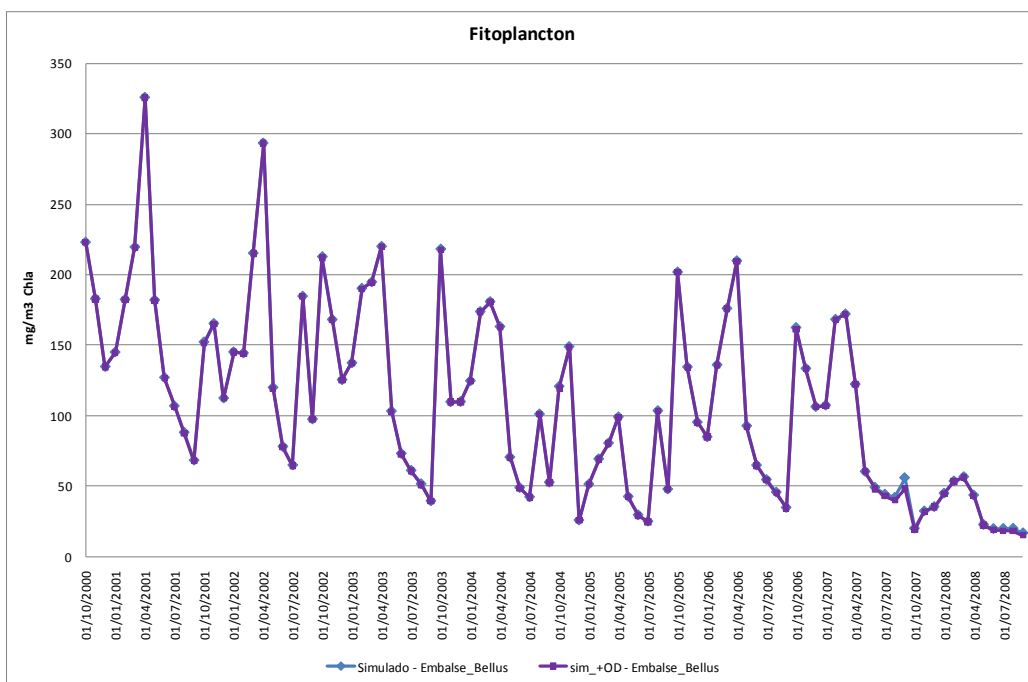


Gráfico 78. Comparación del Fitoplancton, entre el modelo simulado y una simulación con reaireación.

La reaireación tiene poco efecto sobre las concentraciones de fitoplancton, aunque si lo tenga sobre las concentraciones de nutrientes como el amonio y las concentraciones de oxígeno disuelto a lo largo de la columna de agua.

9.4. Reducción de Fósforo Inorgánico

Se pretende observar el comportamiento del embalse una vez se realice una disminución de fósforo a la entrada del embalse, para esto se hace una nueva simulación colocando la serie de concentraciones del último año que se está simulando, 1 octubre de 2007 a 30 septiembre de 2008, ya que durante este período los valores de fósforo inorgánicos presentan valores por debajo de 2.2 mg/l de PO₄ y se deja la misma hidrología o sea la misma cantidad de agua que entra al embalse de forma natural.

En la grafica se muestra notablemente como hay una disminución de fitoplancton en el embalse, al haber disminuido las concentraciones de fósforo, las concentraciones actuales pasarían de estar en un valor promedio de 109.274 mg/m³ Chl_a a un valor promedio de 69.861 mg/m³ Chl_a. y Valores

máximos de 325.63 mg/m³ Chl_a a 218.328 mg/m³ Chl_a. Lo que implica un porcentaje de reducción del 36.07%, el cual se lograría incrementando el control de la calidad del agua a la entrada del embalse.

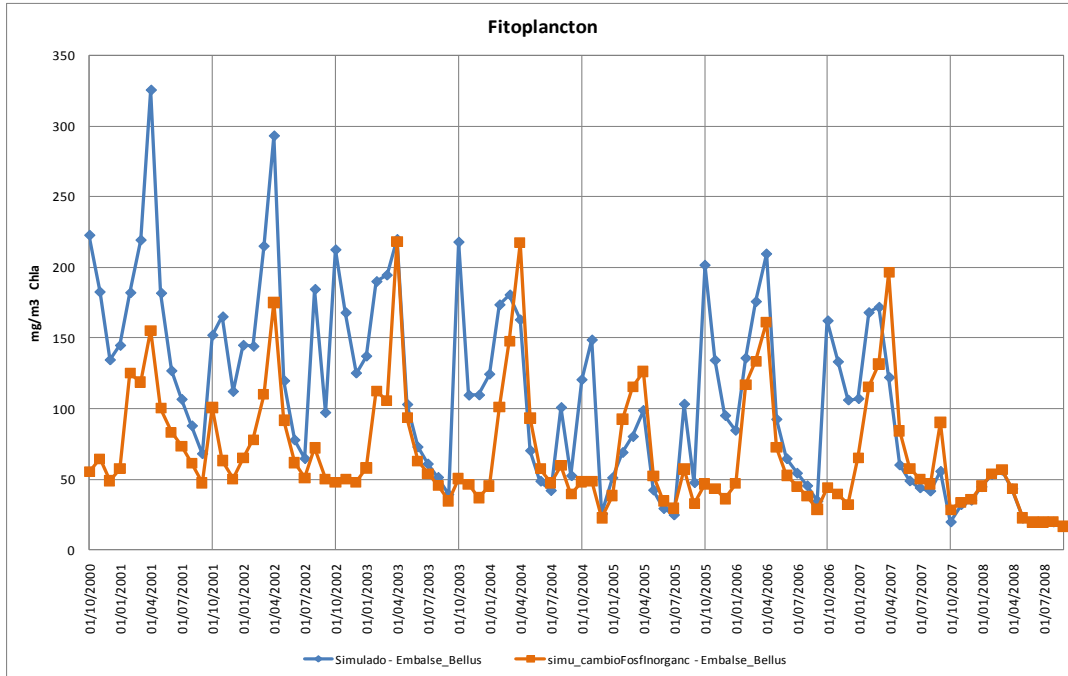


Gráfico 79. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico a la entrada.

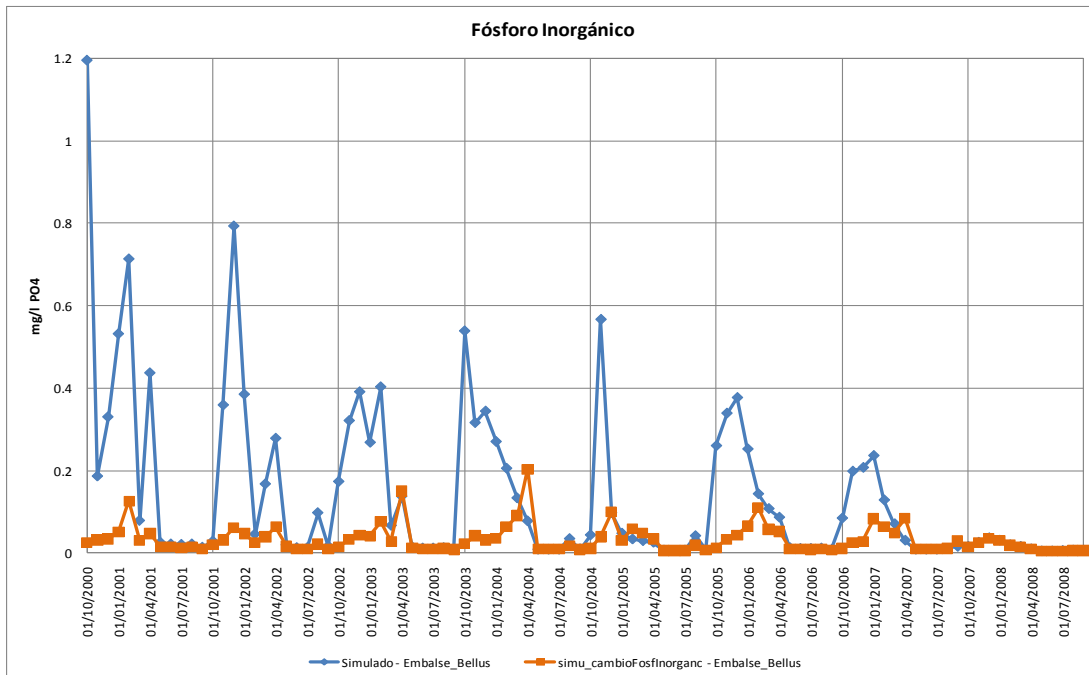


Gráfico 80. Comparación del Fitoplancton en el hipolimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico a la entrada.

Además de la reducción del Fósforo inorgánico, se ensayó utilizando la última serie de amonio del período de 1 de octubre del 2007 a 30 de septiembre del 2008 donde las concentraciones no superan el valor de 0.17 mg/l NH4. Aunque estos valores son bajos, la reducción de fitoplancton no se logro, confirmándose una vez más que el fósforo es el nutriente limitante del fitoplancton.

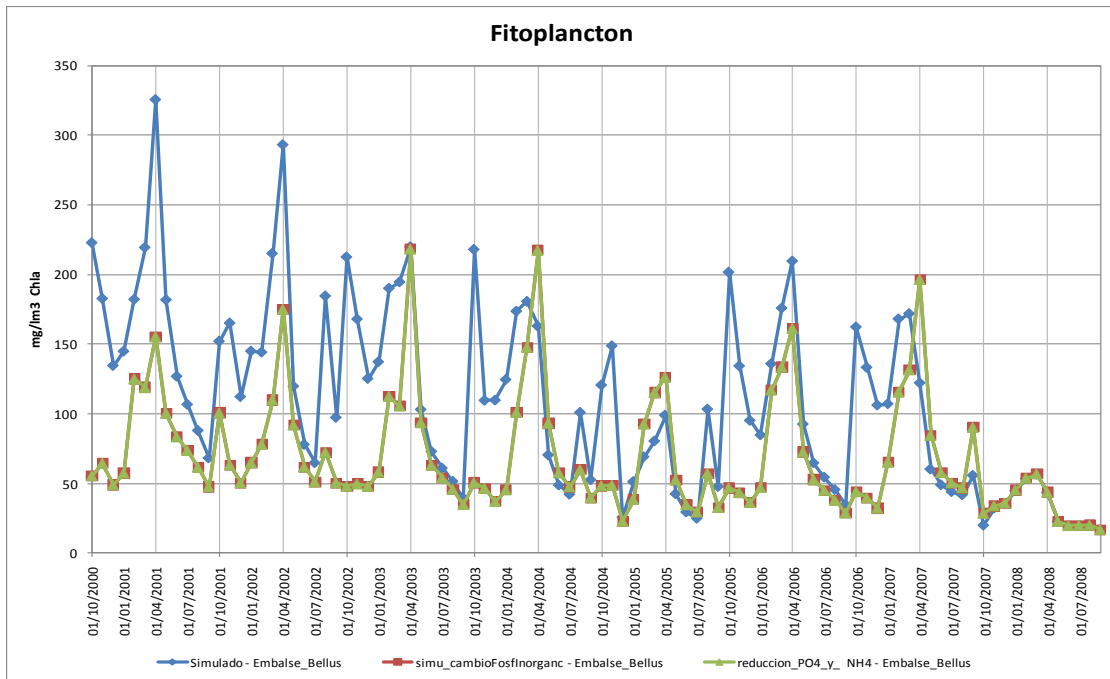


Gráfico 81. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación con menores concentraciones de fósforo inorgánico y amonio a la entrada.

9.5. Simulación para Período Seco

Se realizó una simulación para un periodo de tiempo seco, en el que se cambió la hidrología actual y se utilizaron los períodos de tiempo en el cual el caudal de entrada marcaba el periodo más seco de todo el estudio, y se escogieron los valores correspondientes a las fechas de 1 octubre de 2002 a 30 septiembre de 2004, tal y como se muestra en la grafica.

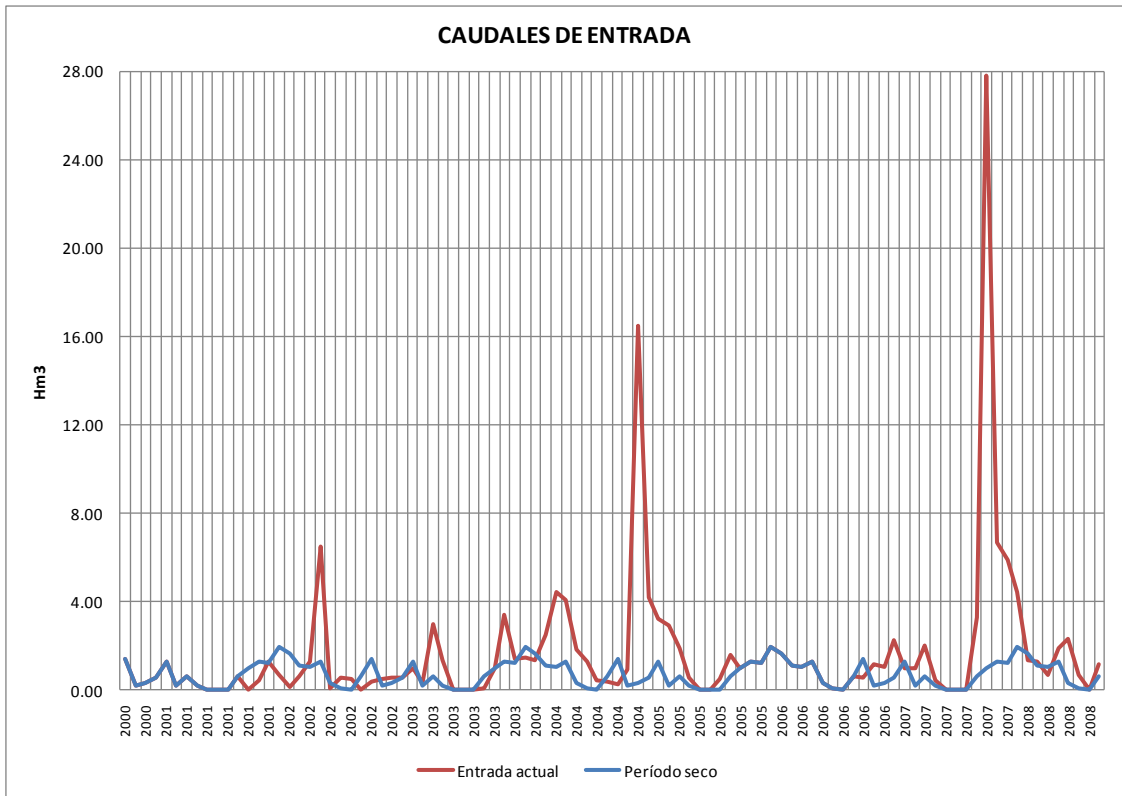


Gráfico 82. Comparación de caudales de entrada al embalse. Entrada actual al embalse y periodo seco.

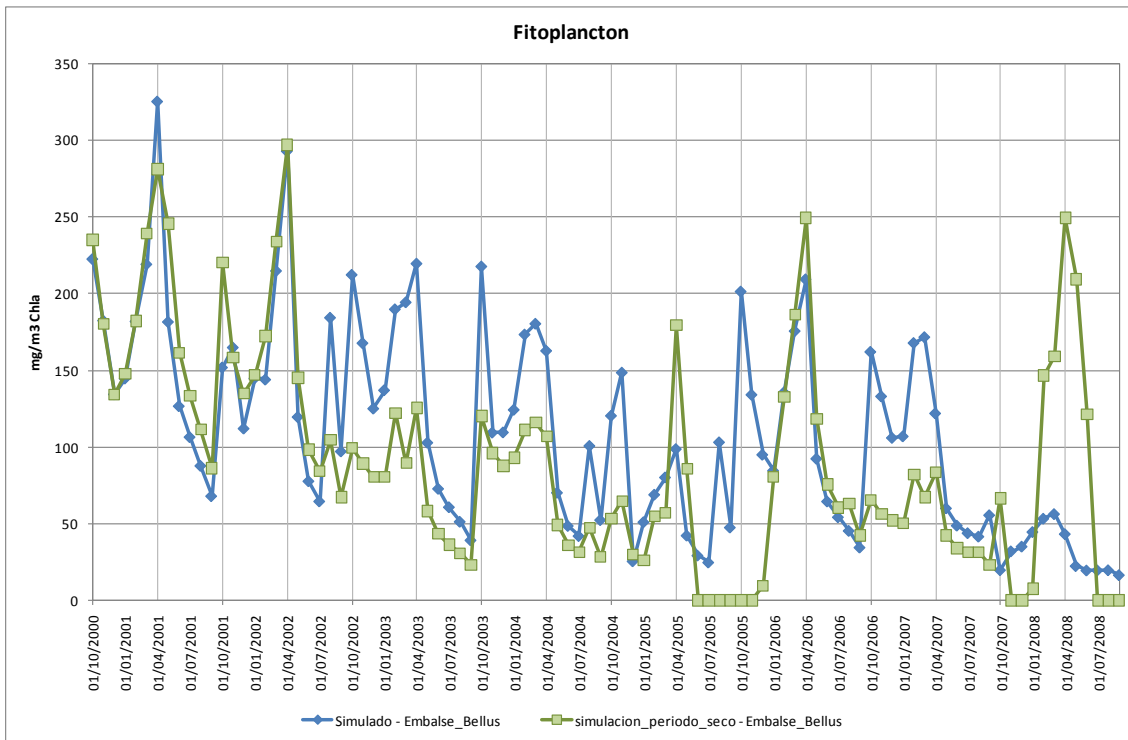


Gráfico 83. Comparación del Fitoplancton en el epilimnion, entre el modelo simulado y una simulación en periodo seco.

En la grafica se observa cómo hay una reducción del fitoplancton, tanto hasta encontrar períodos en la que es nula. La concentración media de la clorofila en el epilimnion es de 93.26 mg/m³ Chla, alcanzando un máximo de 297.13 mg/m³ Chla y una reducción de 14.65%.

Esta simulación demuestra que el comportamiento del embalse en periodos de sequía desfavorece el crecimiento del fitoplancton, así se mantengan las concentraciones de nutrientes, fósforo y amonio actuales.

10. CONCLUSIONES

En este apartado se describen las conclusiones más destacadas que se han logrado obtener durante el trabajo de simulación del embalse Bellús:

- La situación actual del embalse Bellús, es un estado eutrófico de hipereutrofia debido fundamentalmente a que, en la mayor parte de los años, gran parte de las entradas de agua al embalse están formadas por vertidos de la zona. La concentración media anual de clorofila es de 109.27 mg/m³ Chla, y que fluctúa entre valores máximos de 325.639 mg/m³ Chla y mínimos de 16.456 mg/m³ Chla. Clasificándose el embalse entre eutrófico e hipereutrófico según los indicadores de la OCDE y el índice de Carlson.
- En este embalse el desarrollo de algas está relacionado con la cantidad nutrientes de entrada al embalse. Otros factores como las variables meteorológicas, el régimen de sueltas con un alto tiempo de residencia o la morfología del vaso afectan a la situación de la calidad del agua del embalse.
- Además otro factor preocupante en el embalse de Bellús es que se han encontrado algas tóxicas en los últimos años. Aunque el embalse no tiene como uso el abastecimiento la toxicidad de este tipo de algas hay que tenerla en cuenta para los posibles usos del agua del embalse. Los tipos de algas más destacadas son las Cianobacterias, Clorofíceas y Criptofíceas.
- Como la mayor parte de los embalses junto con el grado trófico del embalse otro de procesos que más afectan a la calidad del agua del mismo es su ciclo de estratificación. La anoxia del hipolimnion en los momentos de verano produce un flujo de nutrientes y otros compuestos no deseables del sedimento a la columna del agua.

Para analizar la situación y tratar de dar posibles soluciones se ha desarrollado un modelo de simulación de la calidad del agua. Para ello se ha utilizado la herramienta GESCAL del Sistema Soporte de Decisión AQUATOOL. El modelo es mecanicista de dos capas y considera los procesos principales de la eutrofización de embalses.

Cabe resaltar del desarrollo del modelo los siguientes aspectos:

- Las concentraciones de entrada al embalse se han estimado a partir de tres fuentes de datos: las estaciones ICA, la estación SAICA y mediante el balance con la información de vertidos. Esto se debe a la falta de información de una fuente fiable de las entradas a embalse. La primera conclusión de este estudio es la necesidad de una sola fuente fiable de datos de entrada para el embalse de Bellús a partir de la cuál estimar tanto cantidad como calidad del recurso.

- El desarrollo del modelo bicapa, permitió un análisis más exhaustivo de cada parámetro, observar el efecto de la estratificación, y el ciclo bioquímico que se presentaba en el embalse.
- El desarrollo del modelo ayuda a la interpretación de la circulación de los contaminantes ya que según la época del año, se observó como la temperatura marcaba de manera determinante la dinámica en el embalse.
- La calibración obtenida ha dado muy buenos resultados, sobretodo si se tiene en cuenta el bajo número de parámetros utilizados en el modelo GESCAL en comparación con otros modelos de este tipo.
- EL análisis de sensibilidad realizado, muestra como parámetros clave, el crecimiento, muerte y respiración del fitoplancton. Así mismo destaca la baja constante de reaireación que se constata con unos valores muy bajos de viento medidos en la estación meteorológica.
- Adicionalmente a la calibración del modelo se realizó un balance de masas de todos los procesos y constituyentes en ambas capas del embalse. El balance de masas ha servido para establecer cuáles son los procesos más importantes en cuanto a la afección de cada constituyente.

Según las distintas simulaciones realizadas, con la combinación de varias alternativas, se concluye que:

- Es interesante analizar como el desarrollo del fitoplancton es, entonces, importante y más o menos perturbador, según las características a las que se condiciona el modelo en cuanto, disminución de nutrientes, aportación de oxígeno, o ruptura de la estratificación.
- La solución más efectiva a la problemática que presenta el embalse de Bellús, es la vigilancia y control de las concentraciones en las aguas de entrada al embalse, ya que como se observó la reducción de nutrientes como el fósforo, es el factor que implica directamente el crecimiento del fitoplancton en dicho embalse. La propuesta va dirigida a los vertidos de las EDARs situadas en la zona, para que incluyan tratamientos de eliminación de nitrógeno y fósforo, de acuerdo a lo expuesto en la legislación. La simulación que se realizó con eliminación de fósforo arrojó valores de reducción desde 60% hasta 36.07% de la concentración de clorofila en el embalse.
- El aporte de oxígeno en el hipolimnion produciría una reducción de los momentos de anoxia con una reducción de formación de compuestos tóxicos. Sin embargo los resultados de las simulaciones muestran que la reaireación del hipolimnion no mejora significativamente las concentraciones de clorofila en el embalse y en consecuencia su estado trófico.
- Igual pasa con la desestratificación, ya sea mecánica o por difusores. Aunque se mejora algunos parámetros de calidad no supone una mejora del grado trófico del embalse.

- Sin embargo, experiencias en embalses demuestran que la desestratificación reduce el tiempo de disponibilidad de luz para el fitoplancton. Esto es desfavorable para especies como las cianobacterias.
- Si en algún momento las concentraciones de entrada del embalse fueran muy inferiores a las actuales se podrían evaluar nuevamente las alternativas anteriores como posibles mejoras de la calidad del embalse.
- No se han planteado posibles derivaciones selectivas de agua debido a que en bastantes años los vertidos suponen la mayor parte de entrada de agua, y como consecuencia de recurso, del embalse.
- Según se analizó, el descenso de clorofila en los últimos años no es solo producto por la reducción de nutrientes en las aportaciones de las EDARs cercanas al embalse; sino que se debe principalmente a la entrada de agua natural atípica de los últimos años. Demostrándose así que aunque la reducción de nutrientes de las EDARs es un efecto positivo, no va a hacer suficiente para una mejora notable en el grado trófico del embalse.

Por último se concluye que como producto de este estudio, se dispone de un modelo bidimensional del embalse de Bellús, capaz de simular con una precisión adecuada tanto los niveles de volumen embalsados, como la variación de los parámetros como oxígeno disuelto, DBO5, sólidos, conductividad, amonio, nitratos, fósforo orgánico e inorgánico en el embalse. Los resultados del modelo mostrarán la dinámica de los contaminantes en el embalse, y arrojará datos de clorofila y nutrientes que permitirán determinar el nivel trófico en el embalse, para así tomar decisiones correctivas y preventivas a futuro, para la mejora de la calidad del agua en el embalse de Bellús.

BIBLIOGRAFÍA

Confederación Hidrográfica del Duero. *DIAGNÓSTICO Y CONTROL DEL ESTADO TRÓFICO DE LOS EMBALSES DE LA CUENCA DEL DUERO*. 2004

Confederación Hidrográfica del Ebro. *ASISTENCIA TÉCNICA PARA LA ACTUALIZACIÓN LIMNOLOGICA DE EMBALSES*. Embalse de la Sotonera. 2001.

Confederación Hidrográfica del Júcar. *RESUMEN DE NORMAS DE EXPLOTACION. PRESA BELLUS*. Dirección general de obras y calidad de las aguas. Noviembre 1996.

Confederación Hidrográfica del Júcar. *CAMPAÑAS ANUALES DE MUESTREO* Comisaría de Aguas. Desde el año 2005 al 2008.

J. Paredes, A. Solera y J. Andreu. *MODELO GESCAL DE SIMULACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS. MANUAL DE USUARIO Versión 1.0*. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.

J. Paredes, A. Solera y J. Andreu. *AQUATOOL SSD PARA PLANIFICACIÓN DE CUENCAS. MANUAL DE USUARIO Versión 1.0*. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.

J. López Ruiz. *El mar: CONTAMINACIÓN, CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS Y EUTROFIZACIÓN*. Miraguano. Madrid 2002.

J. Paredes. *INTEGRACIÓN DE LA MODELACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN SISTEMA DE AYUDA A LA DECISIÓN PARA LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. 2004.

J. Compte. A. Vilalta. *REPERCUSIÓN DE LOS EMBALSES EN LAS CARACTERÍSTICAS DEL AGUA CON VISTAS AL ABASTECIMIENTO DE POBLACIONES*. Revista de obras públicas. Tomo I (2966): 373-381

J. Vargas Baecheler. *FORMULACIÓN DE UN MODELO DEL COMPORTAMIENTO DEL OXÍGENO DISUELTO FRENTE AL EFECTO DEL VIENTO EN UN LAGO ESTRATIFICADO TÉRMICAMENTE*. Anales de XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún. México, 2002.

M. Martín, P. Marzal. *MODELACION DE LA CALIDAD DEL AGUA*. Universidad Politécnica de Valencia.

F. Magdaleno Mas; *CAUDALES ECOLOGICOS: CONCEPTOS, METODOS E INTERPRETACIONES*. Edita centro de publicaciones secretaria general técnica Ministerio de fomento. CEDEX. 2005.

A.N. Menéndez, C.U. Alvarez Tagliabue, *MODELACIÓN HIDRODINAMICA DEL EMBALSE DE YACYRETA*. Instituto Nacional del agua. Entidad Nacional Yaciretá. 2004.

ANEXOS. ANALISIS DE SENSIBILIDAD

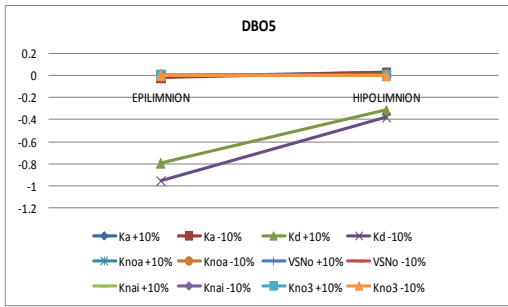


Gráfico 84. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para DBO5

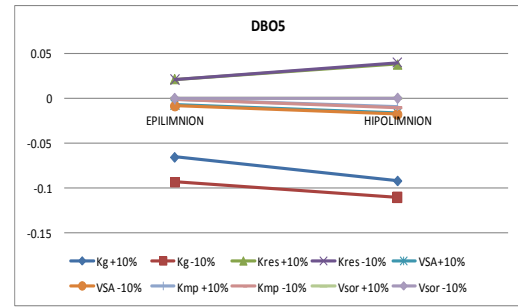


Gráfico 88. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para DBO5

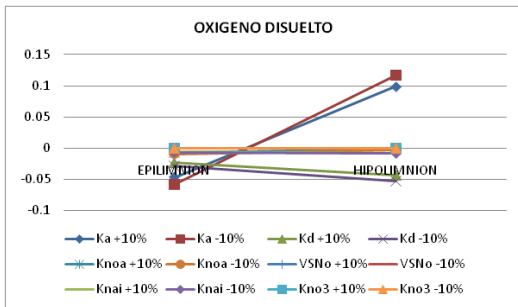


Gráfico 85. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Oxígeno disuelto

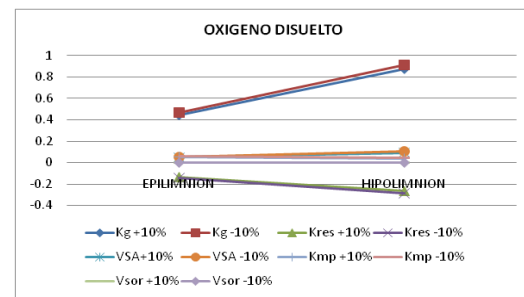


Gráfico 89. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Oxígeno disuelto

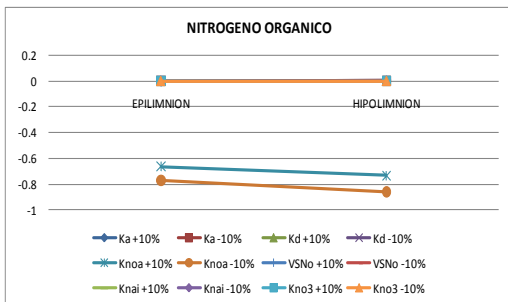


Gráfico 86. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitrógeno orgánico

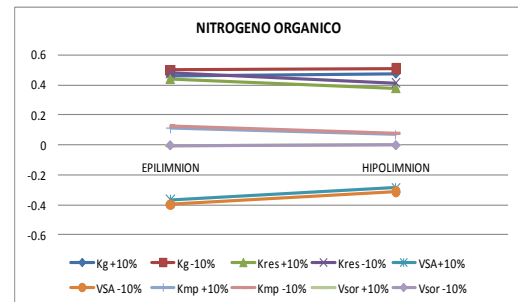


Gráfico 90. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitrógeno orgánico

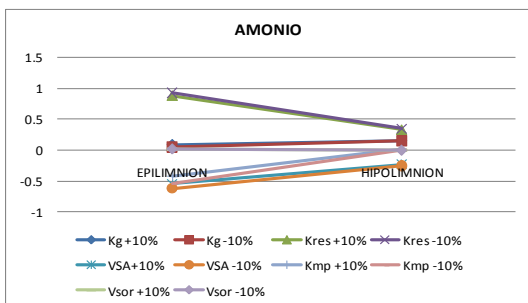


Gráfico 87. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Amonio

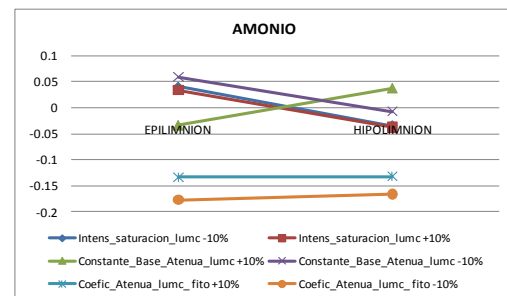


Gráfico 91. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Amonio

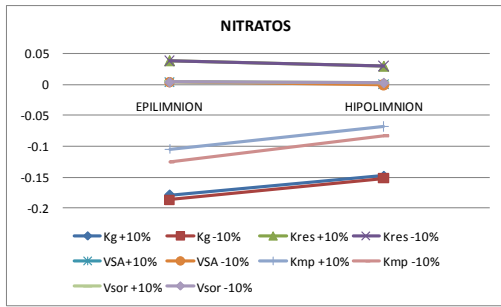


Gráfico 92. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitratos

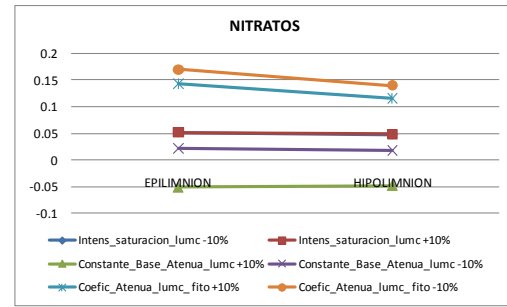


Gráfico 96. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Nitratos

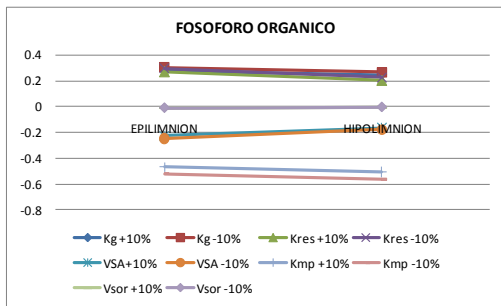


Gráfico 93. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo orgánico

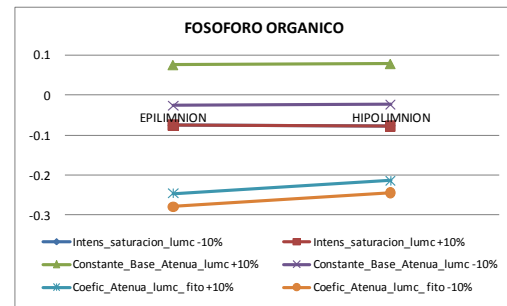


Gráfico 97. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo orgánico

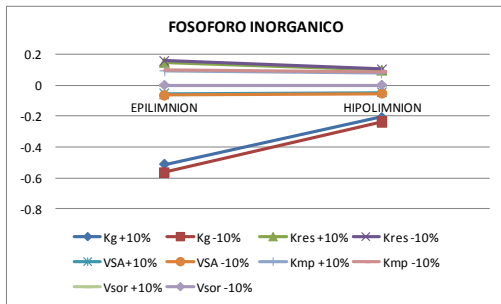


Gráfico 94. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo inorgánico

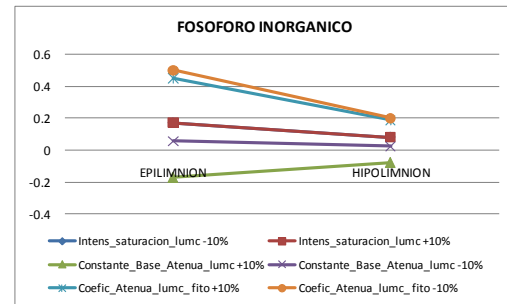


Gráfico 98. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Fósforo inorgánico

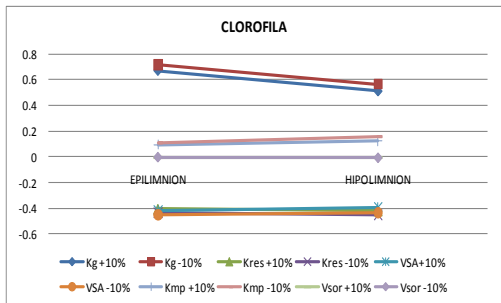


Gráfico 95. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Clorofila

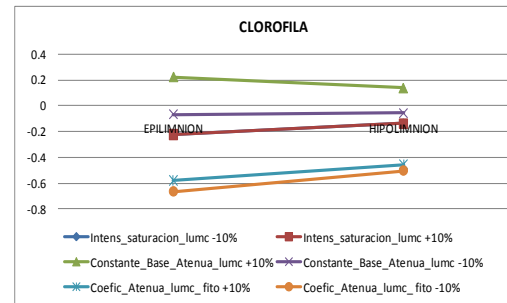


Gráfico 99. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración para Clorofila